



rapport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

För Statens Energimyndighets forskningsprogram
Energi från Avfall
Projektnr: P10544-1

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi

Översiktsrapport

Stockholm 1999-12-31

Jan-Olov Sundqvist, IVL (projektledare)
Andras Baky, JTI
Anna Björklund, KTH Avd för Industriellt Miljöskydd
Marcus Carlsson, SLU Inst för Ekonomi
Ola Eriksson, KTH Avd för Industriellt Miljöskydd
Björn Frostell, KTH Avd för Industriellt Miljöskydd
Jessica Granath, IVL
Lennart Thyselius, JTI



Institutet för jordbruks- och miljöteknik
Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering

B 1379
Stockholm, december 1999

För Statens Energimyndighets forskningsprogram
Energi från Avfall
Projektnr: P10544-1

Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi

Översiktsrapport

Stockholm 1999-12-31

Jan-Olov Sundqvist (projektledare)*

Andras Baký**

Anna Björklund***

Marcus Carlsson****

Ola Eriksson***

Björn Frostell***

Jessica Granath*

Lennart Thyselius**

**IVL Svenska Miljöinstitutet, Box 210 60, 10031 Stockholm, Fax: 08-598563 90, Tel: 08-598 563 00*

***Jordbrukstekniska institutet, Box 7033, 750 07 Uppsala, Fax: 018-300 956, Tel: 018-333 300*

****Kungliga Tekniska Högskolan, Avdelningen för industriellt miljöskydd, 100 44 Stockholm, Fax: 08-318 516, Tel: 08-790 60 00*

*****Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Ekonomi, Box 7013, 750 07 Uppsala, Fax: 018-672 000, Tel:018-671 000*



Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/address Box 21060 100 31 STOCKHOLM	Projekttitel/Project title Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/Project sponsor Statens Energimyndighet
Rapportförfattare/author Jan-Olov Sundqvist och Jessica Granath, IVL, Björn Frostell, Anna Björklund och Ola Eriksson, KTH, Lennart Thyselius och Andras Baky, JTI samt Marcus Carlsson, SLU	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi - Översiktsrapport	
Sammanfattning/Summary I en systemanalys har energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser av olika system för hantering av kommunalt avfall studerats. I systemanalysen har olika kombinationer av förbränning, materialåtervinning av utsorterad plast och kartong, och biologisk behandling (rötning och kompostering) av utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall studerats och även jämförts med deponering. I studien har en datormodell baserad på livscykelanalysmetodik (ORWARE) använts. Tre olika kommuner har studerats: Uppsala, Stockholm och Älvdalen. Följande parametrar har använts för att utvärdera olika lösningar: förbrukning av energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, tungmetallflöden, företagsekonomi och samhällsekonomi (samhällsekonomi innebär en hopviktning av företagsekonomi och miljöekonomi). Studien visar att minskad deponering till förmån för ett ökat utnyttjande av energi och material i avfall är positivt från såväl miljömässig och energimässig synpunkt som samhällsekonomisk synpunkt. Detta beror framför allt på att valet av behandlingsmetod har en påverkan utanför avfallssystemet på framställning av fjärrvärme, elektricitet, fordonsbränsle, plast, kartong och gödselmedel. Denna slutsats innebär att deponering av energiinnehållande avfall ska undvikas i största möjliga utsträckning, p.g.a. det låga energi- och materialutnyttjandet och den miljöpåverkan som erhålls vid deponering. Förbränning bör utgöra en bas i avfallssystemet för vardera av de tre kommunerna, även om avfallet måste transporteras till en regional anläggning. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporterna genomförs på ett effektivt sätt. Vid jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning, samt mellan biologisk behandling och förbränning, har inga entydiga slutsatser kunnat dras vad gäller miljöpåverkan. Det finns fördelar och nackdelar med alla metoder. - Materialåtervinning av plast är samhällsekonomiskt jämförbar med förbränning och ger mindre miljöpåverkan och lägre energiförbrukning – detta under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast. - Materialåtervinning av kartong är samhällsekonomiskt och energimässigt jämförbar med förbränning, men har både miljömässiga fördelar och miljömässiga nackdelar. - Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall ger en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning och har både fördelar och nackdelar vad gäller miljöpåverkan. Det energimässiga resultatet beror det på hur rötgasen används. - Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport/report 1379	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se	

Förord

I januari 1993 startades ett projekt som senare kom att kallas för ORWARE (Organic Waste Research). Projektet finansierades av AFR (Avfallsforskningsrådet). Det genomfördes i samarbete mellan SLU, JTI, IVL och KTH med Thomas Nybrant vid institutionen för Lantbruksteknik vid SLU som projektledare. Flera doktorander arbetade i projektet från början. I projektet utvecklades en datorbaserad simuleringsmodell för att studera hanteringen av lättnedbrytbart organiskt avfall. Projektet förlöpte i flera etapper fram till slutet av 1997, då AFR (som då gått upp i Naturvårdsverket) upphörde med sin verksamhet. Under slutet av 1997 utlyste NUTEK ett nytt forskningsprogram Energi från Avfall, som från 1998 administrerades av Energimyndigheten. Ur detta program fick vi medel för att fortsätta utveckla ORWARE och då titta mer på energiutnyttjande från avfall. Denna rapport är resultatet därav. Arbetet med STEM-projektet innebar också att en ny generation doktorander togs med, medan de ”gamla” AFR-doktoranderna efterhand tog sina lic- eller doktorsexamina och försvann till andra aktiviteter.

Arbetet i denna studie har genomförts i samarbete mellan IVL, KTH, JTI och SLU samt tre olika kommuner. Från de inblandade kommunerna har följande personer medverkat i studien och givit värdefulla bidrag till arbetet:

- Uppsala: Hans Nordström och Johan Ericson på Uppsala Energi, Magnus Källman på Tekniska Kontoret och Göran Albjär på Miljökontoret.
- Stockholm: Nils Lundqvist på SKAFAB och P-O Moberg på Birka Energi
- Älvdalen: Per-Ove Brandt på Tekniska Avdelningen

Jag tackar alla dessa. Jag vill särskilt rikta ett stort tack till Johan Ericson på Uppsala Energi som med stor energi försökt sätta sig in i projektet och som vi haft många intensiva diskussioner med. Jag vill också tacka SKAFAB och Birka Energi som gav finansiellt bidrag till en fördjupning av Stockholmsstudien.

Jag vill också ge ett tack till den första generationen ORWARE-doktorander Ulf Sonesson på institutionen för Lantbruksteknik vid SLU, Magnus Dalemo på Jordbrukstekniska Institutet och Anna Björklund på avdelningen för Industriellt Miljöskydd vid KTH. Dessa personer har varit värdefulla vid överföringen av gammal kunskap och gamla erfarenheter från det tidigare ORWARE-arbetet till det nya ORWARE-projektet.

Vidare har Göran Finnveden på fms (forskningsgruppen för miljöstrategiska studier) givit oss mycket värdefull hjälp, särskilt med LCA-metodfrågor. Görans bidrag har onekligen hjälpt oss att höja nivån på arbetet.

Slutligen riktar jag ett tack till Energimyndigheten som givit oss den ekonomiska möjligheten att genomföra detta projekt.

Stockholm 1999-12-31

Jan-Olov Sundqvist
projektledare

Rapporter från projektet

Detta projekt har varit omfattande och mycket arbete har lagts ned på det. Samtidigt har vi också fått en mycket stor mängd resultat. Det har varit svårt att sammanställa dessa till ett lättfattligt resultat. Vi har valt att presentera våra resultat i flera olika rapporter med olika "avsnitt" för varje rapport:

- Sammandrag: Sundqvist m.fl.: "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Sammandrag". Rapporten är kortfattad och vänder sig till en bredare krets. Endast de intressantaste resultaten presenteras.
- Översiktsrapport¹: Sundqvist m.fl.: "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Översiktsrapport". Detta är en fördjupande rapport och ger en sammanfattande översikt av hela studien. Den är mer detaljerad och djupare än Sammandraget och vänder sig särskilt till avfallsbranschen, energibranschen och myndigheter samt till forskarvärlden.
- Kommunrapport Uppsala²: Sundqvist m.fl.: "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Uppsala". Rapporten beskriver i detalj vår studie i Uppsala. I bilagor finns alla använda data redovisade. Rapporten är främst avsedd som forskarredovisning, men själva textdelen är skriven så att även handläggare inom avfallsföretag, energiföretag, myndigheter, m.fl. ska kunna förstå den.
- Kommunrapport Stockholm³: Sundqvist m.fl. "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Stockholm". Rapporten beskriver i detalj vår studie i Stockholm. I bilagor finns alla använda data redovisade. Rapporten är främst avsedd som forskarredovisning, men själva textdelen är skriven så att även handläggare inom avfallsföretag, energiföretag, myndigheter, m.fl. ska kunna förstå den.
- Kommunrapport Älvdalen⁴: Sundqvist m.fl.: "Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Älvdalen". Rapporten beskriver i detalj vår studie i Älvdalen. I bilagor finns alla använda data redovisade. Rapporten är främst avsedd som forskarredovisning, men själva textdelen är skriven så att även handläggare inom avfallsföretag, energiföretag, myndigheter, m.fl. ska kunna förstå den.
- Rapporter över andra delstudier som gjorts i projektet:
-Jessica Granath⁵: "Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects". Rapporten utgör ett examensarbete på Chalmers (Institutionen för Kemisk Miljövetenskap) och IVL, och behandlar en konsekvensanalys av utökad förbränning.

¹ IVL-rapport nr. 1379 Översiktsrapport

² IVL-rapport nr. 1380 Uppsalareport

³ IVL-rapport nr. 1381 Stockholmsrapport

⁴ IVL-rapport nr. 1382 Älvdalenrapport

⁵ Granath, J., 1998, Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects, examensarbete Institutionen för Kemisk Miljövetenskap, Chalmers Tekniska Högskola och IVL

-Axel Fliedner⁶: "Anaerobic Treatment of Municipal Biodegradable Waste" är resultatet av ett examensarbete på KTH, avdelningen för Industriellt Miljöskydd, och jämför bioceller med konventionell deponering och med rötning.

-Getachew Assefa⁷: "Environmental Systems Analysis of Waste Management - Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles" är ett examensarbete från KTH, avdelningen för Industriellt Miljöskydd, som utvärderar produktion av vätgas från avfall för drift av bränslecellsfordon.

⁶ Fliedner, A., (1999), Organic Waste Treatment in Biocells - A Computer-based Modelling Approach In the Context of Environmental Systems Analysis, examensarbete, Avd. för Mark- och vattenresurser och Avd. för Industriellt Miljöskydd, KTH, Stockholm, Sverige (TRITA KET-IM 1999:5)

⁷ Assefa, G., 2000, Environmental Systems Analysis of Waste Mangement – Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles, examensarbete, KTH, TRITA-KET-IM 2000:3 Stockholm

Sammanfattning

I en systemanalys har energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser av olika system för hantering av kommunalt avfall studerats. I systemanalysen har olika kombinationer av förbränning, materialåtervinning av utsorterad plast och kartong, och biologisk behandling (rötning och kompostering) av utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall studerats och även jämförts med deponering. I studien har en datormodell baserad på livscykelanalysmetodik (ORWARE) använts. Tre olika kommuner har studerats: Uppsala, Stockholm och Älvdalen. Följande parametrar har använts för att utvärdera olika lösningar: förbrukning av energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, tungmetallflöden, företagsekonomi och samhällsekonomi (samhällsekonomi innebär en hopviktning av företagsekonomi och miljöekonomi).

Studien visar att minskad deponering till förmån för ett ökat utnyttjande av energi och material i avfall är positivt från såväl miljömässig och energimässig synpunkt som samhällsekonomisk synpunkt. Detta beror framför allt på att valet av behandlingsmetod har en påverkan utanför avfallssystemet på framställning av fjärrvärme, elektricitet, fordonsbränsle, plast, kartong och gödselmedel. Denna slutsats innebär att deponering av energiinnehållande avfall ska undvikas i största möjliga utsträckning, p.g.a. det låga energi- och materialutnyttjandet och den miljöpåverkan som erhålls vid deponering.

Förbränning bör utgöra en bas i avfallssystemet för vardera av de tre kommunerna, även om avfallet måste transporteras till en regional anläggning. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporterna genomförs på ett effektivt sätt.

Vid jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning, samt mellan biologisk behandling och förbränning, har inga entydiga slutsatser kunnat dras vad gäller miljöpåverkan. Det finns fördelar och nackdelar med alla metoder.

- Materialåtervinning av plast är samhällsekonomiskt jämförbar med förbränning och ger mindre miljöpåverkan och lägre energiförbrukning – detta under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- Materialåtervinning av kartong är samhällsekonomiskt och energimässigt jämförbar med förbränning, men har både miljömässiga fördelar och miljömässiga nackdelar.
- Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall ger en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning och har både fördelar och nackdelar vad gäller miljöpåverkan. Det energimässiga resultatet beror det på hur rötgasen används.
- Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.

Summary

Energy, environmental, and economic consequences of different management systems for municipal solid waste have been studied in a systems analysis. In the systems analysis, different combinations of incineration, materials recycling of separated plastic and cardboard containers, and biological treatment (anaerobic digestion and composting) of easily degradable organic waste, were studied and also compared to landfilling. In the study a computer model (ORWARE) based on LCA methodology was used. Case studies were performed for three different municipalities: Uppsala, Stockholm, and Älvdalen. The following parameters were used for evaluating the different waste management options: consumption of energy resources, global warming potential, acidification, eutrophication, photooxidant formation, heavy metal flows, financial economy and welfare economy, where welfare economy is the sum of financial economy and environmental economy.

The study shows that reduced landfilling to the benefit of an increased use of energy and material from the waste is positive, from an environmental and energy as well as economic aspect. This is mainly due to the fact that the choice of waste management method affects processes outside the waste management system, such as production of district heating, electricity, vehicle fuel, plastic, cardboard, and fertiliser. This means that landfilling of energy-rich waste should be avoided as far as possible, both because of the the environmental impact, and because of the low recovery of resources.

Incineration should constitute a basis in the waste management systems of the three municipalities studied, even if the waste has to be transported to a regional facility. Once the waste is collected, longer regional transports are of little significance, as long as the transports are carried out in an efficient manner.

Comparing materials recycling and incineration, and biological treatment and incineration, no unambiguous conclusions can be drawn. There are benefits and drawbacks associated with all these waste management options.

- Materials recycling of plastic containers is comparable to incineration from a welfare economic aspect, but gives less environmental impact and lower energy use – on condition that the recycled plastic replaces virgin plastic.
- Materials recycling of cardboard containers is comparable to incineration concerning welfare economy and energy, but has both environmental advantages and disadvantages.
- Anaerobic digestion of easily degradable waste gives a higher welfare economic cost than incineration, and has both environmental advantages and disadvantages. Conclusions regarding energy use depends upon how the biogas is used.
- Composting of easily degradable waste is comparable to anaerobic digestion from a welfare economic aspect, but gives higher energy use and environmental impact.

Några ordförklaringar

Här förklaras olika begreppsom kommer igen i rapporterna. Förklaringarna är givna i den betydelse som begreppen använts i denna studie.

Ord som anges *kursiverade* i en förklaring, finns förklarade på annat ställe i ordförklaringarna.

Allokering	Fördelning av emissioner på ingående och utgående delflöden i en process.
Ammoniumkväve	Kväve som förekommer i form av ammoniak NH_3 eller ammonium NH_4^+ .
AOX	Ett mått på halogenhaltiga föroreningar i vatten, AOX står för adsorberbar organisk halogenhaltig substans (med halogen avses framför allt klor Cl, men även jod I och brom Br räknas dit).
Avfall	<p>Avfall definieras i Miljöbalken och Renhållningsförordningen: ”Med avfall avses varje föremål, ämnen eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.”</p> <p>I bilaga till Renhållningsförordningen anges 16 olika Avfallskategorier, varav flera kategorier kan tänkas vara tillämpliga på restprodukter från reningsprocesser:</p> <p>Vidare finns i bilaga till Renhållningsförordningen en Avfallskatalog (även kallad EWC: European Waste Catalogue). Denna utgör en förteckning av ca 800 olika avfallstyper.</p>
Biobränsle	Bränsle som kommer från växtlighet. Till biobränsle räknas olika former av ved, hyggesrester, ”energiskog”, halm, m.m. Torv räknas normalt <u>inte</u> som biobränsle i LCA-sammanhang.
Biogas	Gas som erhålls genom <i>rötning</i> . Biogas brukar innehålla 50-60 % metan och resten i huvudsak koldioxid.
Biologisk behandling	Avfallsbehandlingsmetod där avfallet omvandlas med hjälp av olika biologiska organismer, t.ex. mikroorganismer, svampar och maskar. De två metoder man brukar prata om är <i>kompostering</i> och <i>rötning</i> (se dessa).
Bioslam	Slam som uppstår i samband med biologisk rening av avloppsvatten.
BOD	Ett mått på mängden organiska föroreningar i vatten. BOD står för biologisk syreförbrukning och anger hur mycket syre som förbrukas då den organiska substansen bryts ned mikrobiologiskt.
Branschspecifikt avfall	Ett av Naturvårdsverket infört begrepp som avser sådant avfall som är en direkt följd av en produktionsprocess.
CH_4	Metan, en viktig beståndsdel i <i>biogas</i> .
CHX	Står för klororganiska kolväten. Används som ett sammanfattande begrepp för olika mer eller mindre flyktiga klorhaltiga lösningsmedel såsom kloroform, perkloretylen, trikloretylen, metylenklorid, m.fl.
COD	Ett mått på mängden organiska föroreningar i vatten. COD står för kemisk syreförbrukning och anger hur mycket syre som förbrukas då den organiska substansen oxideras med ett oxidationsmedel, vanligen permanganat eller bikromat.
Denitrifikation	En mikrobiologisk process som förekommer dels naturligt i mark och vatten, dels tillämpat i avloppsreningsverk. Denitrifikation innebär att nitrat (NO_3^-) i vattenlösning i syrefri miljö reduceras till kvävgas N_2 . Jämför <i>Nitrifikation</i> .
Deponering	Deponering innebär en kontrollerad uppläggning av avfall på en särskild plats.

Deponigas	Vid <i>deponering</i> av organiskt, nedbrytbart material sker en nedbrytningsprocess som i princip är jämförbar med den process som sker vid rötning. Man får då en deponigas bestående av 50-60 % metan och resten i huvudsak koldioxid med små mängder kvävgas, svavelväte och ammoniak. På många deponier utvinns man deponigasen och använder den för framställning av el och/eller värme. I vanliga deponier är det långt ifrån all deponigas som samlas upp, det har gjorts uppskattningar att endast upp till 50 % kan samlas upp.
Dioxin	Ett mycket miljö- och hälsofarligt miljögift. Till begreppet dioxin hör ungefär 240 olika kemiska föreningar som har gemensamt att de innehåller klor eller brom samt furanringar eller bensoeringar.
Emissionsfaktor	Ett sätt att relatera storleken på emissionen till någon parameter i inflödet till den process som studeras. Exempel: Om emissionen av saltsyra HCl till luft vid förbränning motsvarar 4 % av klorret i ingående fall brukar emissionsfaktorn uttryckas som 0,04 kg HCl/kg Cl.
Eutrofiering	Eutrofiering innebär <i>övergödning</i> . Eutrofierande ämnen är bl.a. näringsämnen och organiska ämnen.
Flytgödsel	Gödsel från jordbruket brukar samlas upp genom att man spolar ren båsen/stallplatserna. Den blandning som då erhålls med gödsel och vatten kallas flytgödsel.
Fotokemiska oxidanter	Reaktiva ämnen som bildas under inverkan av bl.a. solljus. Den mest förekommande fotooxidanten är ozon, se <i>marknära ozon</i> . Fotokemiska oxidanter bildas av bl.a. <i>flyktiga organiska gaser</i> (s.k. VOC), kolmonoxid (CO) och av NO _x (kväveoxid).
Fotooxidantbildning	Vissa gasformiga substanser leder till att det bildas marknära ozon. Bl.a. kolväten och NO _x hör till denna grupp.
Frontlastare	En sopbil med gaffelaggregat framtill som lyfter upp containern/avfallskärlet framför sig och tömmer det i ett schakt alldeles bakom förarhytten.
Från vaggan till graven	Ett begrepp som används för att markera att man betraktar hela "livscykel". Exempel: ska man utvärdera miljöeffekter från förbränning av biobränslen (t.ex. ved eller flis) tar man med även de miljöeffekter som uppstår då man avverkar skogen, transporterar veden, flisar veden och transporterar den till användaren, liksom emissioner från förbränningen och emissioner från hanteringen av askan.
Funktionell enhet	Funktionell enhet är den eller de parametrar som ligger till grund för kvantifieringen i en LCA. Den eller de funktionella enheter som studeras beskriver också till stor del det system som studeras. Om bara en produkt studeras utgörs den funktionella enheten av den studerade produkten (eller en bestämd mängd av den studerade produkten). Om man ska jämföra flera produkter som tillsammans har flera funktioner kan LCA:n baseras på flera funktionella enheter. Om man t.ex. ska jämföra förbränning och deponering av avfall (se kap 5) kan de funktionella enheterna utgöras av omhändertagande av en viss mängd avfall och produktion av en viss mängd energi.
Förbränning	Avfallsbehandlingsmetod där avfallet förbränns och energin tillvaratas i form av värme. Man kan även producera el vid avfallsförbränning.
Försurning	Försurning innebär att sura ämnen (syror, svaveldioxid, saltsyra, m.m.) leder till en försurning (pH-sänkning) i miljön.
HCl	Se <i>Saltsyra</i> .
Hemicellulosa	En form av cellulosa. Hemicellulosa är liksom cellulosa uppbyggd av pentosringar men har kortare molekylkedjor.

Icke-branschspecifikt avfall	Ett av Naturvårdsverket infört begrepp för ett beteckna sådant avfall från industrier som uppkommer oavsett tillverkningsprocess. Exempel är olika förpackningar och emballage, avfall från omklädningsrum och matsalar, bygg- och rivningsavfall, m.m.
Inventering	Moment i LCA som innebär att man bestämmer energi- och materialflöden till, från och i det system som studeras.
Jungfrulig	Framställd av råvaror i naturen: råolja, kol, ved, malm, etc. I föreliggande studie är motsatsen till jungfrulig material som återvunnits ur avfall.
Karaktärisering	Karaktärisering är ett moment i LCA där olika emissioner viktas ihop inom olika miljöpåverkanskategorier. Till exempel olika gaser som ger upphov till växthus-effekt ges olika viktningfaktorer och adderas ihop som <i>koldioxidekvivalenter</i> .
Klassificering	Olika emissioner bidrar till olika miljöeffekter. Klassificeringen är ett moment i LCA där man beskriver vilka emissioner som ger upphov till vilka miljöeffekter, se även <i>Karaktärisering</i> .
Koldioxid-ekvivalenter	När man i karaktäriseringssteget i LCA viktas ihop olika gasers bidrag till växthuseffekten brukar man uttrycka varje gas bidrag i form av koldioxidekvivalenter. För koldioxid är faktorn 1, för metan ungefär 21, då koldioxidekvivalenter beräknas i ett hundraårsperspektiv.
Kommunalt avfall	Avfall som kan omhändertas vid kommunala avfallsanläggningar. Exempel på sådana avfallstyper är hushållsavfall, restaurangavfall, visst avfall från livsmedelsindustri och slakterier, och hushållsavfallsliknande avfall från verksamheter.
Kompostering	En form av behandling där avfallet bryts ned i aerob miljö, d.v.s. med tillgång till syre. Som produkt erhålls en kompost som kan användas som jordförbättringsmedel.
Lakvatten	Vid en deponi uppkommer ett lakvatten beroende på att nederbördsvatten rinner genom det upplagda avfallet. Lakvattnet blir vanligen förorenat av de material som finns i avfallet.
Laminat	Material som består av flera sammansatta material, t.ex. papper eller kartong som är överdraget med en film av plast.
LCA	Se <i>Livscykelanalys</i> .
Livscykelanalys	Standardiserad metod för att bedöma miljöpåverkan från en produkt, tjänst eller process i ett ”från vaggan till graven”-perspektiv.
Lättnedbrytbart avfall	Se <i>lättnedbrytbart organiskt avfall</i> .
Lättnedbrytbart organiskt avfall	<i>Organiskt avfall</i> som är lämpligt att behandla genom rötning och kompostering, t.ex. matrester, restaurangavfall, slakteriavfall. Exempel på organiska avfall som <u>inte</u> är lämpliga att röta är papper och trä.
Marknära ozon	Marknära ozon bildas av <i>fotokemiska oxidanter</i> . Det marknära ozonet kan ge skador på människor, växter och material. <i>Ozon</i> påverkar växter genom att störa ämnesomsättningen, påskynda åldrandet och minska tillväxten. På människan verkar ozon irriterande på slemhinnor i ögon och luftvägar.
Massbalans, materialbalans	Ett sätt att redovisa massflöden eller materialflöden till och från en process. Den allmänna formeln för en massbalans är $\text{In} + \text{Producerat} = \text{Ut} + \text{Ackumulerat}.$
Materialåtervinning	Här används materialåtervinning i betydelsen att det återvunna materialet ur avfall ersätter motsvarande <i>jungfruliga</i> material, t.ex. återvunnen plast som ersätter jungfrulig plast.

Mesofil	Betecknar ett temperaturområde omkring ca 35 – 37 °C. Mesofila mikroorganismer är sådana mikroorganismer som har optimal miljö vid 35 – 37 °C, se även <i>termofil</i> .
Miljökostnad	En ekonomisk värdering av emissioner, mätt i kr/kg. Denna värdering ska spegla den kostnad som emissionen innebär för samhället.
Organiskt avfall	Avfall som innehåller organiskt kol (definition enligt Miljöbalken). Exempel på organiska material är matrester, gödsel, trädgårdsavfall, papper, trä, plast, olja, m.fl.
Ozon	Ozon är en form av reaktivt syre (Ozon har formeln O ₃ och vanligt syre i luften O ₂). Förekomsten av ozon i det marknära skiktet är ett hälso- och miljöproblem (se <i>marknära ozon</i> och <i>fotokemiska oxidanter</i>). I stratosfären (10 – 60 km över markytan) utgör uttunningen av ozon ett annat problem (se <i>ozonskiktet</i>).
Ozonskiktet	I stratosfären, 10 – 60 km över marknivån, finns ozon naturligt. Ozonet bildas genom att ultraviolett ljus omvandlar syre till ozon. Detta ozon hjälper till att absorbera farlig ultraviolett strålning. På grund av utsläpp av långlivade klorerade ämnen, i synnerhet av freoner, har bildningen av det naturliga ozonet i stratosfären minskat vilket lett till ökad instrålning av farlig ultraviolett strålning. Detta har lett bl.a. till ökad risk för hudcancer och grå starr.
PAH	Polyaromatiska kolväten. PAH är en grupp miljögift. Flera av PAH är cancerframkallande.
PCB	Polyklorerade bifenyl. PCB är en grupp miljögift.
Primära energibärare	Är här samma sak som energiråvaror, t.ex. råolja i oljekällan, kol i kolgruvan, ved i skogen, etc.
Returmassa	Pappersmassa eller kartongmassa baserad på återvunnet papper eller kartong.
Rökgas	Vid <i>förbränning</i> bildas rökgas då materialet brinner.
Rökgas-kondensering	Rökgaskondensering innebär att rökgasen kyls ned så att fukten i gasen kondenserar ut. Nedkylningen kan ske genom vatteninsprutning eller i olika värmeväxlare som kyler gasen.
Rötning	En form av biologisk behandling där avfallet bryts ned i anaerob miljö, d.v.s. utan tillgång till syre. Som produkter erhålls en brännbar <i>biogas</i> samt en kompostliknande <i>rötrest</i> med stort innehåll av näringsämnen som kan användas som jordförbättringsmedel.
Saltsyra (HCl)	Saltsyra är ett ämnen som bidrar till försurning. Vid förbränning bildas saltsyra av klor som finns i avfallet, t.ex. i form av koksalt eller PVC-plast.
Simulering	Simulera betyder ungefär efterlikna eller fingera. När vi i datormodellen ORWARE simulerar ett avfallssystem så innebär det att modellen beräknar vilka emissioner, vilken energiförbrukning och energiproduktion och vilka restprodukter som uppstår från det studerade avfallssystemet.
SO₂	Se <i>svaveldioxid</i> .
SO₂-ekvivalent	När man i LCA viktar ihop olika emissioners bidrag till <i>försurning</i> kan de uttryckas som SO ₂ -ekvivalenter (SO ₂ står för svaveldioxid). 1 kg SO ₂ har då karaktäriseringsfaktorn 1 och 1 kg HCl faktorn 0,88.
Susp. (suspenderade ämnen)	Ett mått på hur mycket fast material som finns i (förorenat) vatten. Substanser som ingår i begreppet susp är t.ex. fasta partiklar av sand, lera eller liknande, samt flockar av mikroorganismer (slam).
Svaveldioxid (SO₂)	Svavel finns i t.ex. olja, kol, gummidäck, m.m. och när dessa förbränns uppstår svaveldioxid. Svaveldioxid bildas då svavelhaltiga material förbränns.
System	System är något som består av flera olika delar, vilka är beroende av varandra.

Systemanalys	Metod att systematiskt och med strikt logik beskriva och analysera sammansatta <i>system</i> .
Systemgränser	Systemgränserna beskriver vad som ingår respektive inte ingår i det <i>system</i> som studeras.
SÄ	Samma som <i>suspenderade ämnen</i> , se d:o.
Termofil	Betecknar ett temperaturområde omkring ca 55°C. Termofila mikroorganismer är sådana mikroorganismer som har optimal miljö vid 55°C, se även <i>mesofil</i> .
Viktning	Viktning (tidigare värdering) är ett moment i LCA där de olika miljöeffekterna vägs samman till en total, kvantifierad miljöpåverkan. Det innebär t.e.x. att man väger ihop växthuseffekt, försurning och hälsoeffekter, m.m.
VOC	Flyktig organisk substans (på engelska volatile organic compounds). I begreppet ingår olika lätta kolväten som i normala temperaturer är flyktiga/gasformiga. VOC är <i>fotoxidantbildande</i> och bidrar därmed till bildning av <i>marknära ozon</i> .
VS	Står för <i>volatile solids</i> , dvs flyktigt material. VS är lika med innehållet av organiskt, vattenfritt material (organiskt material är t.ex. matrester, gödsel, trädgårdsavfall, papper, trä, plast, olja, m.fl.).
Värdering	Se viktning
Växthuseffekt	Växthuseffekten innebär att olika gaser i atmosfären skapar ett "växthustak" över jorden som gör att temperaturen förväntas öka. De mest omtalade växthusgaserna är koldioxid från fossila bränslen, och metan som uppstår vid deponering av organiskt avfall. I LCA brukar man vikta ihop olika växthusgaser till <i>koldioxidekvivalenter</i> . 1 kg metan har då ungefär 20 gånger så stor växthuseffekt som koldioxid.
Övergödning	Samma som <i>Eutrofiering</i> . Övergödning innebär att näringsämnen som kväve och fosfor tillförs våra sjöar och vattendrag via bl.a. förorenat avloppsvatten. Ofta uppstår s.k. algbloomning med grönt eller grumligt vatten som följd. Den ökade tillväxten av alger leder i sin tur till att det döende algmaterialet kommer att tära på bottenvattnets syre när det bryts ned, vilket kan leda till akut syrebrist så att olika fiskarter försvinner. I LCA-sammanhang brukar övergödning uttryckas som syreförbrukning.
Överskådlig tid	Används här som ett begrepp för den närmaste tiden, ca 100 år, och de emissioner som uppkommer under denna tid. Överskådlig tid definieras som tiden till dess processerna kommer i någon form av tänkt fortfarighetstillstånd. För ett kommunalt avfallsupplag motsvarar den överblickbara tiden perioden till slutet av metanfasen.

Innehållsförteckning

FÖRORD	1
RAPPORTER FRÅN PROJEKTET	2
SAMMANFATTNING	5
SUMMARY	6
NÅGRA ORDFÖRKLARINGAR	7
1. INLEDNING	15
1.1 PROBLEM	15
1.2 MÅL	16
2. METOD	17
2.1 ÖVERSIKT.....	17
2.2 SYSTEMANALYS OCH LIVSCYKELANALYS	17
2.3 ORWARE-MODELLEN	20
2.3.1 <i>Bakgrund</i>	20
2.3.2 <i>Avfallssystemet i ORWARE</i>	21
2.3.3 <i>Det externa systemet (kringsystemet)</i>	25
2.4 EKONOMISK METOD	27
2.5 KOMMUNSTUDIER - ÖVERSIKT	29
2.6 STUDERADE MILJÖPÅVERKANSKATEGORIER	29
2.7 UPPLÄGG AV STUDIERNAS.....	31
2.7.1 <i>Optimering</i>	31
2.7.2 <i>Studier av olika fraktioner och material</i>	34
2.7.3 <i>Studie av effekterna av den ändrade avfallshanteringen</i>	35
2.8 SYSTEMGRÄNSER, METODVAL, M.M.....	36
2.8.1 <i>Funktionella enheter</i>	36
2.8.2 <i>Systemgränser</i>	36
2.8.3 <i>Ersättningsbränsle</i>	37
2.8.4 <i>Marginaler och medel</i>	38
2.8.5 <i>Principer för resultatredovisning</i>	39
2.9 ANDRA DELSTUDIER SOM GJORTS I PROJEKTET	39
3. RESULTAT	41
3.1 RESULTAT FRÅN UPPSALA-STUDIEN.....	41
3.1.1 <i>Optimeringar - Uppsala</i>	41
3.1.2 <i>Studier av material och fraktioner - Uppsala</i>	41
3.2 RESULTAT FRÅN STOCKHOLM-STUDIEN	47
3.2.1 <i>Optimeringar - Stockholm</i>	47
3.2.2 <i>Studier av material och fraktioner - Stockholm</i>	47
3.3 RESULTAT FRÅN ÄLVDALEN-STUDIEN	53
3.3.1 <i>Studier av olika fraktioner och material - Älvdalen</i>	53
3.4 JÄMFÖRELSE MELLAN DE STUDERADE KOMMUNERNA	59
3.5 KONSEKVENSANALYS AV UTÖKAD AVFALLSFÖRBRÄNNING.....	60
3.6 SYSTEMANALYS AV BIOCELL FÖR AVFALLSBEHANDLING.....	63
3.7 UTVÄRDERING AV VÄTGAS FRÅN AVFALL.....	64
3.8 IMPLEMENTERINGSANALYS.....	66
3.8.1 <i>Inledning</i>	66
3.8.2 <i>Miljöpolitiska och energipolitiska aspekter</i>	66
3.8.3 <i>Juridiska aspekter</i>	66

3.8.4	<i>Organisatoriska aspekter</i>	67
3.8.5	<i>Attitydmässiga aspekter</i>	69
3.8.6	<i>Marknadsmässiga aspekter</i>	70
3.8.7	<i>Slutsatser - implementeringsanalys</i>	72
4.	DISKUSSION	75
4.1	ANTAGANDEN SOM ÄR VIKTIGA FÖR SLUTRESULTATET	75
4.1.1	<i>Prestanda för tekniska processer</i>	75
4.1.2	<i>Plaståtervinning</i>	75
4.1.3	<i>Kartongåtervinning</i>	75
4.1.4	<i>Rötrest</i>	76
4.1.5	<i>Reaktorkompostering</i>	76
4.1.6	<i>Uppgifter om avfallens mängd och sammansättning</i>	76
4.1.7	<i>Tungmetaller</i>	77
4.1.8	<i>Miljöekonomisk viktning</i>	78
4.1.9	<i>Toxicitet</i>	79
4.1.10	<i>Hushållens hantering av källsorterat avfall</i>	79
4.2.	KOMMENTAR KRING NÅGRA VANLIGA FRÅGESTÄLLNINGAR	81
4.3	JÄMFÖRELSE MED ANDRA LCA-STUDIER OCH SAMHÄLLSEKONOMISKA STUDIER	83
5.	SLUTSATSER	87

1. Inledning

1.1 Problem

Avfallshanteringen i vårt samhälle ändras hela tiden. Under de senaste 10-15 åren har det skett en ökning av förbränning och materialåtervinning. Nu försöker statsmakterna påskynda utvecklingen genom införandet av en rad olika styrmedel. Under senare hälften av 1990-talet har ett lagstadgat producentansvar införts för flera olika produktgrupper, t.ex. förpackningar, returpapper och däck, för att öka materialåtervinningen. En deponeringsskatt tas från 1 januari 2000 ut på avfall som deponeras. Det planeras ett förbud mot att deponera "utsorterat brännbart avfall" efter år 2002, och ett förbud mot att deponera "organiskt avfall"⁸ efter år 2005. EU har under 1999 antagit ett direktiv om deponering som ska verkställas i medlemsländerna inom två år. Inom EU håller man också på att utarbeta ett nytt direktiv om förbränning av avfall. Allt detta gör att det kommer att fortsätta ske stora ändringar i avfallshanteringen under de närmaste åren. De förändringar som kan förväntas är minskade mängder till deponering och ökade mängder till materialåtervinning, förbränning, rötning och kompostering jämfört med dagsläget.

Även energiområdet står inför olika förändringar. En kärnkraftreaktor håller på att avvecklas, vilket ökar behovet av andra elkällor eller av en ändring i energianvändningen. Det är också ett uppsatt mål att användningen av fossila bränslen ska minska, vilket ökar behoven av andra energikällor för t.ex. drivmedel, uppvärmning, processenergi i industrin, m.m.

De pågående förändringarna i avfallshanteringen syftar till att minska mängden avfall som deponeras, och öka mängden avfall som går till olika former av utnyttjande som materialåtervinning, förbränning, kompostering och rötning. Det innebär att det i landet måste byggas nya anläggningar, eller att befintliga anläggningar måste byggas ut. För flera material i avfallet finns det då olika behandlingsmöjligheter som är möjliga, t.ex.:

- lättnedbrytbart organiskt avfall⁹ kan sorteras ut och komposteras eller rötas, eller kan ingå i det avfall som går till förbränning.
- plast och kartong kan sorteras ut och användas till materialåtervinning, eller kan ingå i det avfall som går till förbränning.
- fram till år 2005 är det också i princip möjligt att deponera dessa fraktioner.

Då avfallshanteringen nu står inför ytterligare stora förändringar är det viktigt att man väljer de alternativ som är fördelaktigast. Det är en lång rad olika faktorer som har betydelse för vad som är fördelaktigt och ofördelaktigt.

⁸ Med organiskt avfall menas enligt Renhållningsförordningen "avfall som innehåller organiskt kol"; som exempel anges biologiskt avfall, pappersavfall och plastavfall.

⁹ Med organiskt lättnedbrytbart avfall menas organiskt avfall (se fotnot 1) som är lämpliga att behandla med rötning och kompostering. Exempel är matrester från hushåll och restauranger, slakteriavfall, gödsel. Papper, trä och plast är exempel på organiskt avfall som inte är lämpliga att behandla genom rötning eller kompostering.

1.2 Mål

Målet med projektet har varit att för några olika kommuner ur ett systemperspektiv studera hur man bäst utnyttjar energin i avfallet med hänsyn till miljö och ekonomi. Detta innebär att vi i några kommuner har studerat vilka energimässiga, miljömässiga och ekonomiska följder som uppkommer då olika avfallstyper tas omhand på olika sätt.

2. Metod

2.1 Översikt

Studien har utförts som en systemanalys baserad på datormodellen ORWARE. ORWARE är en materialflödesanalysmodell som beräknar energi-, miljö- och ekonomiska parametrar för olika avfallshanteringsystem. För att olika scenarier ska kunna jämföras med varandra har systemet utvidgats till att innefatta olika externa funktioner (produktion av fjärrvärme, gödselmedel, material, m.m.). Resultatet för hela systemet (avfallssystem plus det externa systemet) har utvärderats med LCA-metodik och ekonomiska värderingsmetoder.

2.2 Systemanalys och livscykelanalys

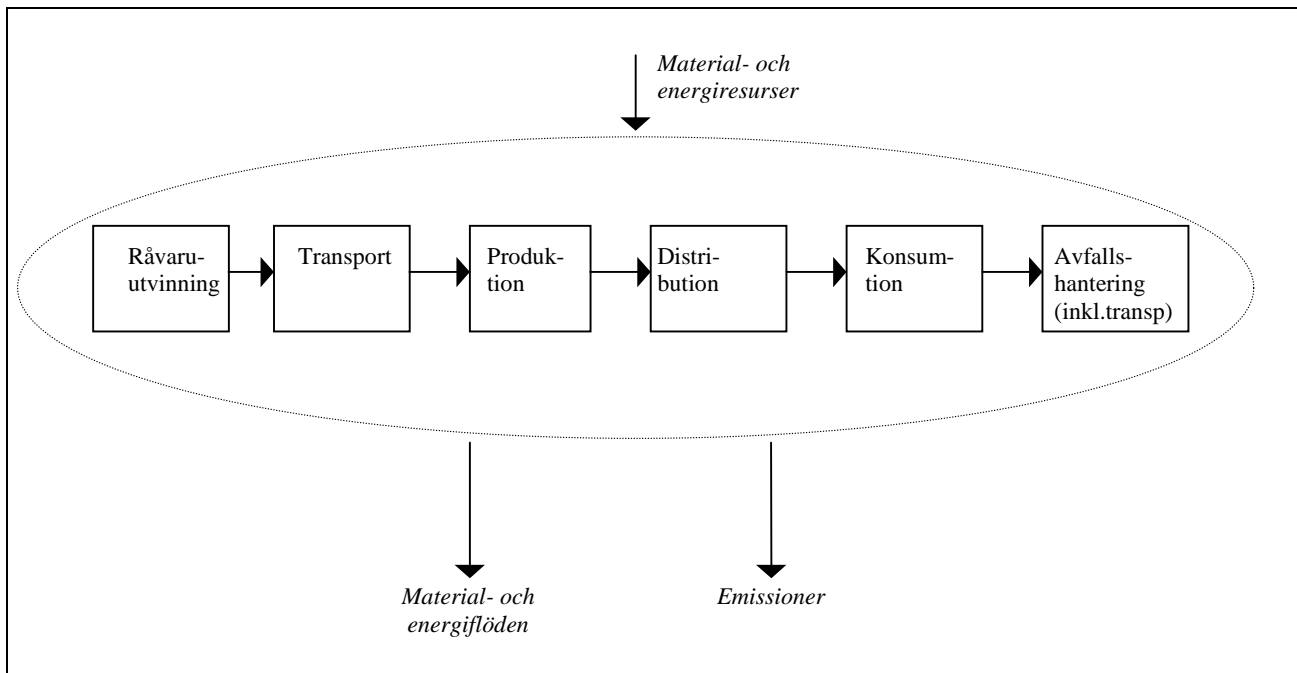
System är något som består av flera olika delar, vilka är beroende av varandra. Exempelvis avfallshanteringsystemet kan sägas bestå av bl.a. delarna

- hushållens arbete med hopsamling i hemmen och ivägforsling till soptunna eller återvinningsstation,
- insamling av avfall och transport till behandlingsanläggning (t.ex. till en förbränningsanläggning eller rötningsanläggning)
- behandling av avfallet
- omhändertagande av produkter från behandlingen (t.ex. fjärrvärme eller rötgas och rötrest)
- omhändertagande av restprodukter, t.ex. deponering av aska och slagg
- tillsynsmyndigheter som övervakar att hanteringen sker i enlighet med gällande lagstiftning.

Systemanalys är en metod för att systematiskt och med strikt logik beskriva och analysera komplexa system. Systemanalys tillämpas numera inom de flesta vetenskapsområden. Systemgränser definierar gränserna för det studerade systemet och vad som ingår och vad som inte ingår.

Inom miljöområdet har utvecklats en på systemanalys grundad metodik för att bedöma produkters eller processers totala miljöpåverkan under sin livstid, s.k. **livscykelanalys**, **LCA**. Man studerar där all miljöpåverkan som är förknippad med den studerade produkten ”från vaggan till graven”, d.v.s. utvinning av råvaror och energi, transporter, tillverkning, distribution, användning och avfallshandling, se figur 1. Inom LCA har utvecklats en standardiserad arbetsgång för att bl.a. öka objektiviteten och genomlysligheten. I LCA tas endast hänsyn till miljömässiga aspekter, d.v.s. emissioner och resursförbrukning i form av energi och råvaror, medan ekonomiska och sociala aspekter inte tas med. Även om LCA i sitt grundfall syftar till att utvärdera produkter, t.ex. jämföra två olika produkter, så är metodiken lämplig att användas även för att jämföra avfallshandlingsalternativ. Exempelvis har LCA-metodik tidigare använts för att jämföra energiutvinning och materialåtervinning av pappersavfall¹⁰ och plastavfall¹¹.

¹⁰ Till exempel: Finnveden, G. och Ekvall, T., Energi- eller materialåtervinning av pappersförpackningar, skrift från Svensk Kartongåtervinning AB



Figur 1. Livscykelanalys innebär att man studerar resursförbrukning och miljöpåverkan från vaggan till graven.

Livscykelanalys är numera ett standardiserat begrepp. Det finns en internationell standard (ISO 14040-serien)¹² som översiktligt beskriver hur en LCA ska genomföras. Fler standarder kommer att följa som beskriver hur de enskilda delarna av en LCA ska genomföras. Tills dessa standarder är färdiga kan man för det praktiska arbetet använda sig av olika handledningar och liknande, t.ex. "Nordic Guidelines"^{13, 14}. Den standardiserade arbetsgången vid genomförande av en livscykelanalys är i stora drag enligt följande, se även figur 2:

1. **Förutsättningar och målfomulering.** Man sätter upp mål för studien, bestämmer systemgränser, väljer funktionella enheter¹⁵, väljer metoder, m.m.
2. **Inventering.** Man beräknar material- och energiflöden till och från det undersökta systemet. Emissionerna är en del av de materialflöden som berörs.

¹¹ Till exempel: Ölund, G. och Eriksson, E., Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar, CIT Ekologik 1998

¹² ISO 14040 (1997), Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework

¹³ Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G.: 'Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment'. Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

¹⁴ Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G.: 'LCA-Nordic Technical Reports No 1 - 9. (TemaNord 1995:502. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

¹⁵ Funktionella enheter beskrivs närmare avsnitt 2.8

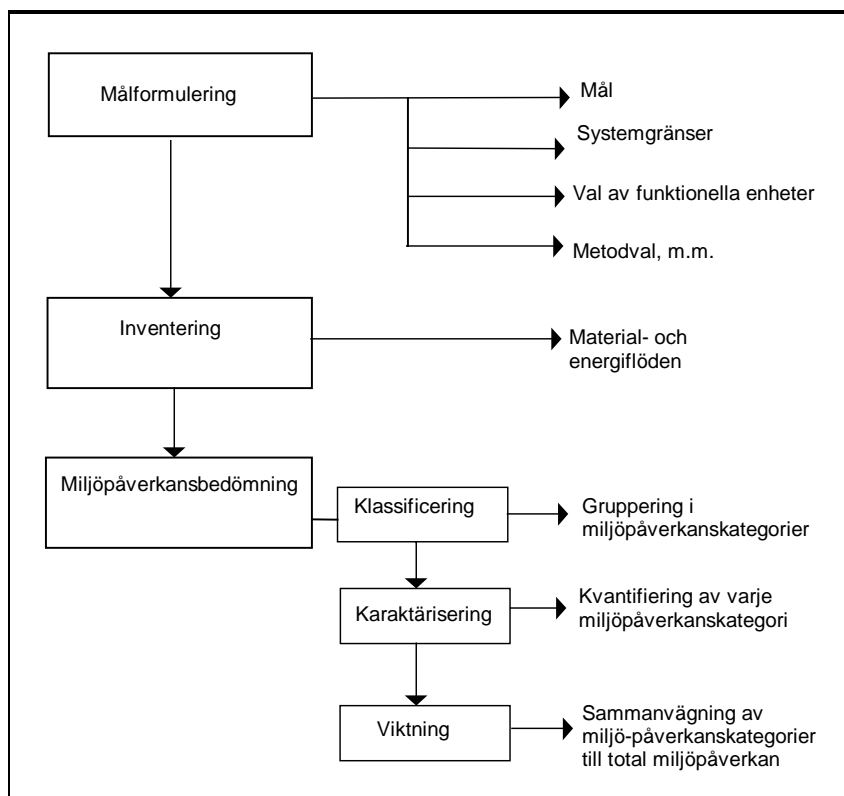
3. Miljöpåverkansbedömning.

- 3.1 **Klassificering.** Man beskriver kvalitativt vilken miljöpåverkan som är förknippad med respektive materialflöde, t.ex. alla typer av emissioner som kan bidra till växthuseffekten grupperas under rubriken "växthuseffekten", och alla typer av emissioner som bidrar till försurningen grupperas under rubriken "försurning", etc. Vissa ämnen eller emissioner kan bidra till flera olika miljöpåverkanskategorier samtidigt.
- 3.2 **Karaktärisering.** Man kvantifierar de olika flödenas bidrag inom varje miljöpåverkanskategori, t.ex. alla emissioner som bidrar till växthuseffekten omräknas till exempelvis koldioxidekvivalenter och summeras, alla emissioner som bidrar till försurningen omräknas till vätejonekvivalenter, etc. På så sätt får man en kvantitativt mått på de miljöeffekter som studeras.
- 3.3 **Viktning.** Tidigare har *viktning* benämnts värdering (t.ex. i referenserna enligt fotnot 5 och 6). I viktningen vägs de olika miljöpåverkanskategorierna mot varandra kvalitativt eller kvantitativt. När man gör en kvantitativ viktning uttrycker man alla miljöpåverkanskategorier i en och samma enhet. Några viktningssmetoder bygger på att man kvantifierar bidraget till respektive miljöpåverkanskategori i monetära enheter som anger någon form av kostnad för olika miljöskador. Andra viktningssmetoder bygger i stället på kritiska belastningsgränser.

4. Tolkning. Enligt ISO-standarden påpekas också att man efter varje delsteg ska göra en tolkning.

Delstegen 1 t.o.m. 3.2, d.v.s. till och med karaktärisering, baseras på naturvetenskapliga principer. Exempelvis karaktäriseringen av koldioxidekvivalenter, SO₂-ekvivalenter, etc. bygger på olika substansers naturvetenskapliga egenskaper. För andra miljöpåverkanskategorier, såsom ekotoxicitet och humantoxicitet, är karaktäriseringen mer osäker – man ska här vikta ihop flera olika effekter som akuttoxicitet, olika långtidseffekter, cancerogenitet, m.fl.

Det sista delsteget "Viktning" går inte att utföra på strikt naturvetenskaplig basis. Olika viktningssmetoder ger olika resultat, p.g.a. olika metoder och utgångspunkter.



Figur 2. Arbetsgången i en livscykelanalys.

2.3 ORWARE-modellen

2.3.1 Bakgrund

I projektet utnyttjas den datorbaserade simuleringsmodellen ORWARE¹⁶. Med simuleringsmodell menas här ett datorprogram som beräknar emissioner, energiutvinning, materialförbrukning, kostnader, m.m. från olika avfallssystem. ORWARE-modellen har utarbetats i samarbetsprojekt mellan IVL, KTH, JTI och SLU. Utvecklingen av modellen finansierades mellan 1993 och 1997 av AFR/AFN¹⁷. Under 1998-1999 har Statens Energimyndighet finansierat det projekt som redovisas i denna rapport. Från början var modellen inriktad mot lättnedbrytbart organiskt avfall. Nu är ORWARE inriktat mot organiskt avfall i ett bredare perspektiv och betraktar avfall som kan förbrännas, avfall som kan materialåtervinnas (t.ex. kartong och plast) och avfall som kan behandlas genom kompostering eller rötning.

ORWARE kan till stora delar beskrivas som en detaljerad och komplex LCA-baserad modell över avfallshantering. Förutom förbrukning av naturresurser och miljöpåverkan

¹⁶ ORWARE står för **ORGANIC WASTE RESEARCH**

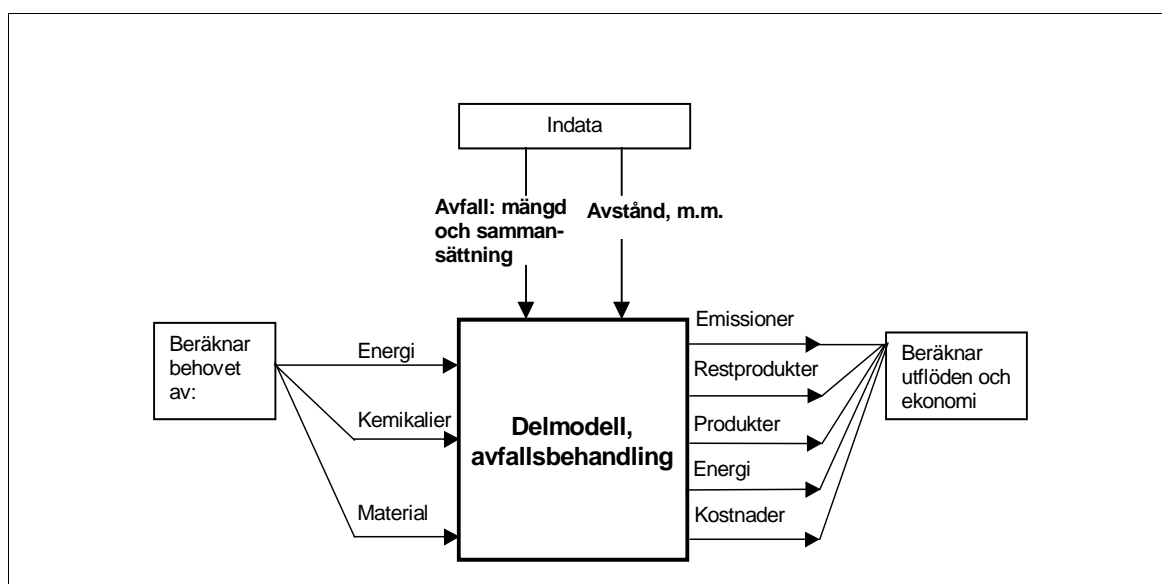
¹⁷ AFR står för Avfallsforskningsrådet. Från början var AFR en självständig myndighet men uppgick 1997 i Naturvårdsverket och bytte då namn till AFN (Avfallsforskningsnämnden). AFN är numera nedlagt.

studeras i ORWARE även ekonomiska aspekter. Förutom själva avfallshanterings-systemet ingår också det externa systemet (kringsystemet) som producerar samma nyttigheter som man kan få från avfallet, men från jungfruliga råvaror, se avsnitt 2.3.3.

2.3.2 Avfallssystemet i ORWARE

Delmodeller

Avfallssystemet i ORWARE är uppbyggt kring ett antal delmodeller för rötning, kompostering, förbränning, deponering, materialåtervinning (kartong, plast), reningsverk¹⁸, förgasning¹⁹ och transporter (omfattande olika delmodeller för såväl insamling och transporter av avfall som spridning av rötrest och kompost). Översiktligt kan varje delmodell i ORWARE beskrivas enligt figur 3. Indata utgörs av avfallets mängd och sammansättning (varje avfall kan karaktäriseras med mer än 50 olika parametrar) och uppgifter om avstånd som är av betydelse för insamling och transporter. Varje delmodell beräknar sedan behovet av energi och kemikalier, m.m. och de olika utflöden av produkter, restprodukter, emissioner och energi som erhålls. I en särskild ekonomisk delmodell beräknas även företagsekonomiska kostnader för varje process. Miljökostnader beräknas utifrån de totala emissionerna från det studerade systemet.



Figur 3. Illustration av hur delmodellerna fungerar i ORWARE

¹⁸ Modellen för reningsverk ingår inte i denna studie men det pågår även andra ORWARE-projekt där reningsverket ingår, t.ex. håller just på att startas upp ett MISTRA-finansierat projekt Urban Water.

¹⁹ Modellen för förgasning har inte ingått i denna studie, men har utvecklats i parallella arbeten, t.ex. har förgasningsmodellen nyligen testats i ett examensarbete på KTH: Assefa, G. (2000) Environmental Systems Analysis of Waste Management - Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles, examensarbete, KTH, TRITA-KET-IM 2000:3 Stockholm

De viktigaste antagandena för avfallsbehandlingsmodellerna är beskrivna nedan. En detaljerad beskrivning av de olika delmodellerna finns i bilaga i de tre kommunrapporterna^{20 21 22}.

- **Modellen för insamling och transporter.** Insamling av avfall i Uppsala och i Stockholm görs med sopbil. Det vanliga avfallet och utsorterat lättnedbrytbart organiskt avfall hämtas vid fastigheterna. Kartong och plastförpackningar hämtas vid återvinningsstationer. Älvdalen har ett eget insamlingssystem. Där samlas allt avfall upp vid återvinningsstationer som finns i varje by – hämtning av avfall vid fastigheter förekommer i ytterst liten utsträckning. Transporter kan ske med lastbil, med eller utan släp.
- **Förbränningsmodellen.** I varje kommun har olika förbränningsmodeller använts. I Uppsala-studien bygger förbränningsmodellen på den anläggning som Uppsala Energi har. I Stockholms-studien bygger förbränningsanläggningen på den förbränningsanläggning som Birka Energi har i Högdalen (vi har tagit hänsyn till pågående utbyggnad). Den förbränningsmodell som används i Älvdalen-studien bygger på WMI Sellbergs anläggning i Mora, dit Älvdalen skickar brännbart avfall idag. Respektive modell bygger på faktiska redovisade data för varje anläggning. Den energi som utvinns vid förbränningen används i samtliga anläggningar för att producera fjärrvärme. Avfallet ersätter då något annat bränsle som kan vara biobränsle, kol eller olja. I Stockholm framställs även elektricitet från avfallsförbränningen. Denna elektricitet ersätter då elektricitet som framställts på andra sätt, antingen marginalet från kolkondens eller svensk medel baserad på i huvudsak vattenkraft och kärnkraft (se vidare avsnitt 2.8.4). Från förbränningen uppkommer slagg/bottenaska, flygaska och rökgasreningssavfall som läggs på deponi.
- **Rötningsmodellen.** Den rötningsprocess som simuleras är en termofil process, d.v.s. den arbetar vid ca 55°C. Viss förbehandling ingår i form av påsavskiljning, m.m.. Vissa avfall hygieniseras före rötningen genom upphettning till 70°C för att avdöda eventuella smittförande bakterier (en del av slakteriavfallet upphettas till 130°C). Den biogas som produceras kan användas till bränsle för bussar eller personbilar (och ersätter då diesel eller bensin) eller kan eldas i en stationär gasdriven motor med elgenerator för framställning av el och fjärrvärme. Rötresten förutsätts kunna spridas på jordbruksmark, och då ersätta kväve- och fosforhandelsgödsel.
- **Komposteringsmodellen.** Den komposteringsprocess som simuleras är en strängkompost (avluften från komposten renas inte). I Älvdalen utförs även hemkompostering. Kompost som framställs i Uppsala- och Stockholmsstudierna förutsätts kunna spridas på jordbruksmark, och då ersätta kväve- och fosforhandelsgödsel. Kompost som framställs i Älvdalen har antagits användas för utfyllnad och ersätter inget handelsgödsel (beroende på att det egentligen inte finns någon jordbruksmark i Älvdalen).

²⁰ Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Uppsala”. IVL Rapport (1380)

²¹ Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Stockholm”. IVL Rapport (1381)

²² Sundqvist m.fl.: ”Systemanalys av energiutnyttjande från avfall – utvärdering av energi, miljö och ekonomi. Fallstudie Älvdalen”. IVL Rapport (1382)

- **Plaståtervinningsmodellen.** Plasten sorteras manuellt, tvättas och granuleras. Vid sorteringen av plast från hushåll är det 40 % av den insamlade plasten som sorteras bort och 60 % som går vidare till materialåtervinning. Vid sortering av plast från industrier och verksamheter är det 15 % av den insamlade plasten som sorteras bort och 85 % som går vidare till återvinning. Den bortsorterade plasten förbränns. De framställda plastgranulerna förutsätts ersätta jungfrulig plast baserad på råolja och naturgas. 1 kg återvunna granuler förutsätts ersätta 1 kg jungfruligt framställd plast. Den plast som återvinns är hårdplast av HDPE²³ från hushållen, samt både hårdplast av HDPE och mjukplast av LDPE²⁴ från industri och verksamheter.
- **Kartongåtervinningsmodellen.** Den insamlade kartongen används för framställning av en returmassa som utgör ett av fyra skikt i en färdig kartongprodukt (de övriga skikten framställs av jungfrulig massa, eller från vit returmassa, kontorspapper, m.m.). Den återvunna kartongen förutsätts ersätta jungfruligt framställd kartong: 1 kg jungfruligt framställd kartong ersätts av ca 1,15 kg returkartong.
- **Deponeringsmodellen.** Flera typer av deponier förekommer i ORWARE:
 - Bottenaska och flygaska/rökgasreningsavfall från förbränning av avfall läggs på särskild deponi. Från deponin uppkommer ett lakvatten som innehåller olika tungmetaller.
 - Vid deponering av organiskt avfall sker en nedbrytning som ger upphov till bildning av metangas. Upp till hälften av den metangas som bildas i deponin kan utvinnas och nyttiggöras genom framställning av elektricitet och/eller värme i en gasmotor. Huvuddelen av den resterande bildade metangasen släpps ut till luften (en mindre del av den bildade metangasen hinner oxidera till koldioxid i täckskiktet innan den kommer ut i omgivningen). Vidare uppstår ett lakvatten som är förorenat av både organiskt material och av tungmetaller. I en särskild delmodell kan modelleras reing av lakvattnet.
 - I arbetet har även utvecklats en modell för biocelldeponering. I princip sker samma processer som i den konventionella deponin för organiskt avfall, men utvinningen av biogas är effektivare (75 – 80 %) och oxideringen av metan i täckskiktet är effektivare.

För både askdeponier och för deponier av organiskt avfall (inkl. biocellen) beräknas de emissioner som bildas under ca ett sekel från det avfallet deponeras. I modellen beräknas även det material som finns kvar i deponin efter ca ett sekel. Vid gasutvinning beräknas på motsvarande sätt vilken gasmängd som kan utvinnas under ett sekel från det att avfallet deponerats²⁵.

²³ HDPE står för HögDensitetsPolyeten. LDPE står för LågDensitetsPolyEten. Polyeten är den vanligaste plasten i plastförpackningar. Ungefär 75 – 80 % av alla plastförpackningar är av polyeten. Hårda plastförpackningar som schampooflaskor, ketchupflaskor och liknande är av HDPE. Mjuka plastförpackningar som kassar, påsar och folie är av LDPE.

²⁴ LDPE står för LågDensitetsPolyEten, se vidare fotnot 21.

²⁵ I praktiken torde gasutvinningen ske under en betydligt kortare period, kanske upp till 25 år från det att avfallet deponeras. Efter denna tid är gasbildningen så långsam att det inte är lönsamt att utvinna gasen.

Parametrar som beräknas i ORWARE

Grunden i ORWARE är en materialflödesanalys. Det är flöden av material och energi och de kostnader som är förknippade med olika processer som primärt beräknas i modellen.

Varje delflöde, av såväl avfall som utsläpp och råvaror, kan i modellen beskrivas med mer än 50 olika parametrar, i huvudsak:

- Parametrar av betydelse för miljö: olika tungmetaller, olika organiska miljöfarliga ämnen (PAH, dioxiner, PCB, m.fl.), försurande gaser (HCl, SO₂), växthusgaser (främst CO₂ och CH₄), hälsofarliga gaser (NO_x), fotooxidantbildande gaser (t.ex. NO_x, VOC, m.m), organiska vattenemissioner (COD, BOD, m.m.)
- Parametrar av betydelse för ekonomin: materialflöden, energi, metan, kväve, fosfor, m.fl.
- Parametrar som är viktiga för olika processer: elementarsammansättning (C, H, O, N, S, Cl, m.fl.), fukthalt, askhalt, innehåll av organisk substans (VS), energiinnehåll, m.fl.
- Parametrar som beskriver materialet: olika organiska beståndsdelar (cellulosa, stärkelse, sockerarter, humus), olika plastkvaliteter, olika papperskvaliteter, olika metaller, glas, m.m.

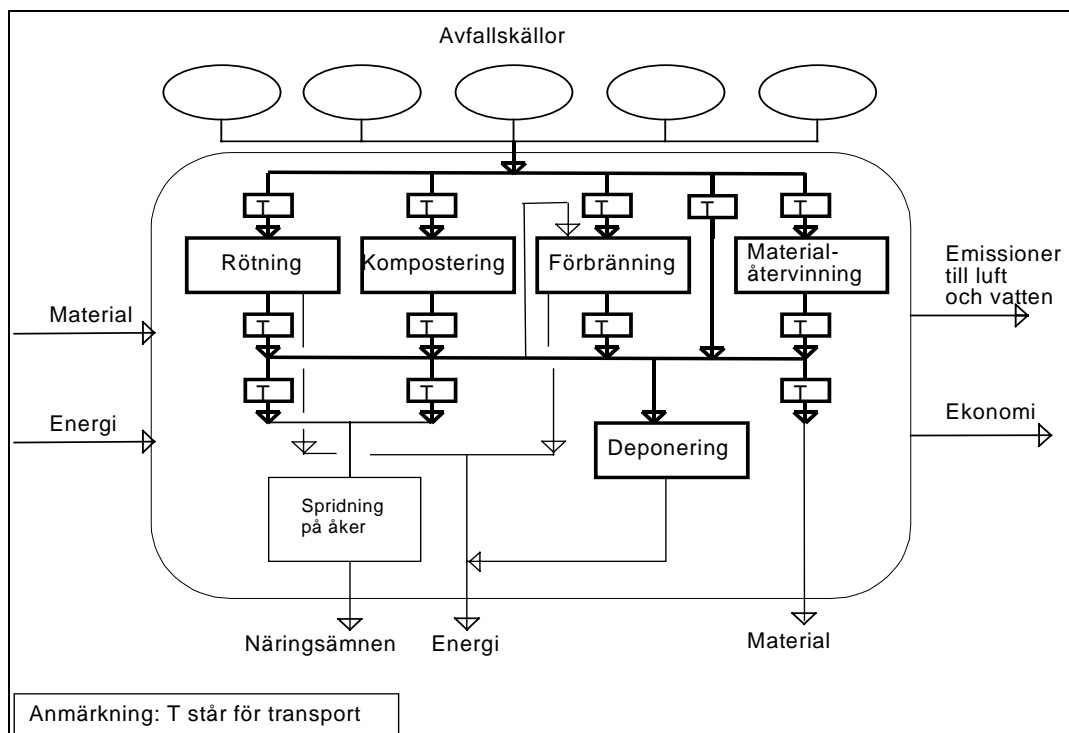
Emissioner uttrycks också klassificerat och karaktäriserat i olika miljöpåverkanskategorier (se figur 2): t.ex. olika emissioner som bidrar till växthuseffekten vägs samman till CO₂-ekvivalenter, olika emissioner som bidrar till försurning vägs ihop till SO₂-ekvivalenter, etc.

Kostnader som är förknippade med olika processer beräknas: investeringskostnader, driftskostnader och miljökostnader.

Energiparametrar uttrycks i förnyelsebara och icke förnyelsebara energiråvaror.

Scenariestudier i ORWARE

Man kan fritt i olika scenarier styra olika avfall till olika behandlingar och då studera de totala konsekvenserna, se figur 4.



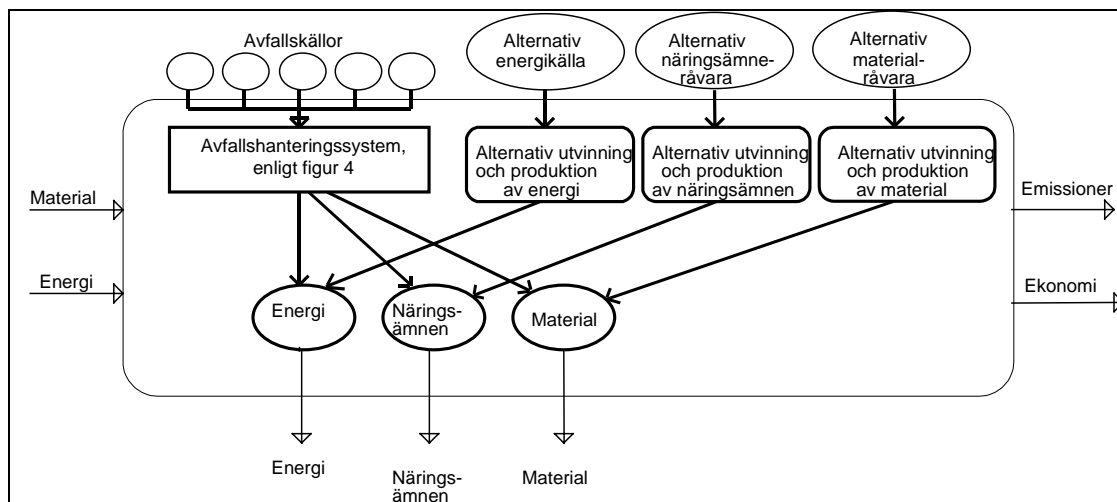
Figur 4. Förenkling av avfallshanteringssystemet i ORWARE.

2.3.3 Det externa systemet (kringsystemet)

De olika avfallsbehandlingsprocesser som undersöks ger olika produkter. För att kunna värdera den nytta som produkter från avfallet ger, har vi i systemanalysen tagit med ett "externt system" eller "kringsystem" som framställer samma produkter som kan fås från avfallet men från jungfruliga råvaror, se figur 5. Alla kombinationer av behandlingsprocesser som studeras kommer då att producera samma mängd nyttigheter av energi (fjärrvärme, el, drivmedel), material (polyetenplast och kartong), näringsämnen (kväve- och fosfor) och elektricitet, antingen från avfall eller från jungfruliga råvaror. Detta innebär att systemanalysen är uppbyggd kring flera s.k. "funktionella enheter", och alla studerade system har samma funktionella enheter:

- **Fjärrvärme.** Förbränning av avfall ger fjärrvärme, så behovet av andra bränslen som biobränsle, olja och kol ändras. Är det mer avfall som förbränns minskar behovet av ersättningsbränslet. Är det mindre avfall som förbränns ökar behovet av ersättningsbränsle. Vid rötning erhålls en biogas²⁶ som kan användas som bränsle i fjärrvärmeproduktionen och då på motsvarande sätt ersätta biobränsle, olja eller kol.
- **Biogas - drivmedel.** Vid rötning erhålls en biogas som kan användas som drivmedel och ersätta bensin eller diesel. Om man inte rötar avfall måste istället bilar och bussar drivas av motsvarande mängd av bensin och diesel.
- **Näringsämnen i kompost och rötrest.** Vid kompostering och vid rötning erhålls en kompost eller rötrest som kan användas som gödselmedel och ersätta handelsgödsel. Om man inte producerar rötrest eller kompost ökar behovet av motsvarande handelsgödsel.
- **Polyetenplast.** Vid materialåtervinning av plastförpackningar fås en återvunnen polyetenplast i granulform som under vissa förutsättningar kan ersätta jungfrulig polyeten. När plast behandlas på annat sätt så måste ny jungfrulig polyetenplast framställas från råolja och naturgas. Det bör påpekas att återvunnen plast ofta används för att ersätta andra material än plast. Exempelvis används en stor del återvunnen plast till att ersätta trä i form av bullerplank, pallklotsar (i lastpallar), trädgårdsmöbler, m.m. När den återvunna plasten används för sådana ändamål, så erhålls inte samma besparing i råolja och naturgas som då den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- **Kartong.** Vid materialåtervinning av kartongförpackningar erhålls en kartongmassa som ersätter jungfrulig kartongmassa vid tillverkning av nya kartongförpackningar. Kartong kan också användas för att framställa gipsskivor (en byggnadsprodukt som används för uppbyggnad av inner- och ytterväggar, innertak, m.m.). I dessa fall ersätter den återvunna kartongen annan pappersmassa som skulle tas från jungfrulig skogsråvara. När man inte återvinner kartong måste jungfrulig kartong framställas från skogsråvaror.
- **Elektricitet.** I Stockholm produceras elektricitet vid avfallsförbränningen. Vid deponering av lättnedbrytbart organiskt avfall erhålls en deponigas (i princip biogas). Deponigasen kan tas tillvara för produktion av el i en gasmotor med generator (i vissa fall kan även värme utvinnas). Vid rötning fås en biogas som på samma sätt kan användas för produktion av el (man kan samtidigt utvinna värme) Då el genereras från avfallsförbränning eller genom att utnyttja gasen från deponering eller rötning minskar behovet av elektricitet utifrån. Om avfallet behandlas på andra sätt måste i stället motsvarande mängd elektricitet tas från det vanliga elnätet, där elektriciteten framställs från vattenkraft, kärnkraft, vindkraft, kolkondenskraft, m.m.

²⁶ Med biogas menas en gas som framställs genom mikrobiologisk omvandling av organiskt material, och som innehåller främst metan (vanligen 50-60 %) och koldioxid (vanligen 40-50 %)



Figur 5. Systemanalys med flera funktionella enheter

2.4 Ekonomisk metod

För att den ekonomiska analysen skall vara jämförbar med övriga resultat har vi försökt behålla samma systemgränser som vid ovan. Det innebär att det som studeras är ett avfallssystem för en kommun, ”från vaggan till graven”, och inte en bestämd ekonomisk enhet, såsom en kommun, ett återvinningsbolag eller ett energibolag. Systemanalysperspektivet med ”funktionella enheter” innebär även att de nyttigheter som ett avfallssystem genererar, till exempel genom produktion av värme, inte ses som en intäkt utan en reducerad kostnad för extern produktion av nyttigheter.

Den ekonomiska metoden och data till den ekonomiska modellen finns närmare beskriven i kommunrapporterna, se fotnot 13, 14 och 15.

Företagsekonomisk analys

Den företagsekonomiska analysen består av de kostnader som uppträder i ett avfallshanteringsystem vad gäller transporter och behandling av avfall, inklusive det externa systemet (dvs. extern produktion av värme, el, fordonsbränsle, näringsämnen och material). Ingen hänsyn är tagen till vem som faktiskt bär dessa kostnader. De miljöskatter som betalas vad gäller förbrukning av energiråvaror och deponering av avfall är inkluderade.

Miljöekonomi

Olika miljöparametrar kan viktas mot varandra i viktighetsgrad på olika sätt. Ett av dem är en ekonomisk viktning, där man på olika sätt försöker värdera emissioners effekt på samhälle och natur. I denna studie har emissioner som kan klassas till de miljöpåverkanskategorier som studeras givits ett ekonomiskt värde i en miljöekonomisk modell, mätt i kr/kg, med värderingar hämtade från framförallt en norsk studie om avfallens

miljökostnader²⁷. För en närmare beskrivning av användandet av ekonomisk viktning i LCA-sammanhang, se Finnveden, 1999²⁸. De ekonomiska viktningar som använts visas i tabell 1 nedan.

Tabell 1. Ekonomiska viktningar av emissioner som använts i studien (se vidare referenser i fotnot 13, 14 och 15)

	Luftemission, kr/kg	Vattenemission, kr/kg	Markemission, kr/kg
CO2 (fossilt)	0,4	0	0
CH4	8,4	0	0
VOC	1,49	0	0
CO	0,11	0	0
NH3/NH4	0	47	0
NOx	54	0	0
N2O	124	0	0
SOx	34,01	0	0
P	439	439	0
Cl	68	0	0
Pb	310000	310000	310000
Cd	1123000	1123000	1123000
Hg	232000	232000	232000

Samhällsekonomisk analys

Den samhällsekonomiska analysen är baserad på det företagsekonomiska resultatet. Skillnaden är att miljöskatterna har justerats bort, samt att miljöpåverkanskategorierna för avfallshanteringen och dess externa system har givits en ekonomisk värdering (se avsnittet miljöekonomi ovan). På så sätt viktas alla effekter av förändringar i avfallshanteringssystemet som belyses i denna studie ihop till en enda variabel: samhällsekonomisk kostnad²⁹.

²⁷ ECON (1995), Miljökostnader knyttet till ulike typer av avfall, Rapport 338/95, Oslo (ISSN: 0803-5113, ISBN 82-7645-131-4)

²⁸ A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment, 1999, AFR Rapport 253

²⁹ Hur denna viktning görs kan givetvis diskuteras. Det ska ses som en möjlig väg att förenkla ett beslutsunderlag, och inte som en absolut sammanfattning av studien.

2.5 Kommunstudier - översikt

Avfallshanteringen är till stora delar en kommunal angelägenhet. Kommunen är tillsynsmyndighet över avfallshanteringen. Kommunen har ansvar för att göra avfallsplaner för allt avfall i kommunen. Kommunen har ansvar för insamling och behandling av hushållsavfall och jämförbart avfall från industri och verksamheter, även om man i många kommuner anlitar privata entreprenörer för att genomföra insamling, transport och behandling. I många kommuner är också kommunen eller ett kommunägt bolag entreprenör åt materialbolagen för insamling och eventuell sortering av det förpackningsavfall som lämnas till återvinning.

Avfallshanteringen i tre olika kommuner har studerats: Stockholm, Uppsala och Älvdalen. Dessa tre kommuner representerar olika kommuntyper:

- Uppsala är en relativt stor kommun med egen avfallsförbränningsanläggning och med fjärrvärmenät. Uppsala har nära till jordbruksmark (vilket kan ha betydelse för rötning och kompostering).
- Stockholm är en storstad med egen avfallsförbränningsanläggning och fjärrvärmenät. Det finns ingen jordbruksmark inom stadens (kommunens) gränser.
- Älvdalen är en glesbygdskommun, utan egen förbränningsanläggning, fjärrvärmenät och mycket lite jordbruksmark tillgänglig för spridning av kompost och rötrest.

Några jämförelser mellan de tre studerade kommunerna

	Älvdalen	Uppsala	Stockholm
Antal personer (pe)	8 100	186 000	700 000
Antal hushåll (st)	5 299	84 000	380 000
glesbygd (st)	Indelat i	9 000	0
villor tätbeb. område (st)	Norr: 2 700 pe Söder: 5 400 pe	19 000	40 000
lägenheter (st)		56 000	340 000
Mängd lättnedbrytbart organiskt avfall (ton/år)	1 400	23 200	93 100
Mängd plast-förpack- ningar (ton/år)	170	2 600	21 100
Mängd kartong-förpack- ningar (ton/år)	190	3 500	21 600

2.6 Studerade miljöpåverkanskategorier

Olika systemalternativ har i denna studie utvärderats med ett tiotal olika energimässiga, miljömässiga och ekonomiska resultatparametrar:

- förbrukning av totala primära energibärare, som är mängden erforderliga energiråvaror i form av träd i skogen, olja i oljekällan, kol i kolfyndigheten, etc.
- förbrukning av icke-förnyelsebara primära energibärare, t.ex. råolja, kol och naturgas
- växthuseffekt
- övergödning

- förurning
- ämnen som bidrar till bildning av marknära ozon (NO_x och VOC)
- flöden av tungmetaller (utan att hänföra till någon miljöpåverkanskategori)
- företagsekonomisk kostnad
- samhällsekonomisk kostnad (vilken i princip baseras på en summering av företags-ekonomiska kostnader och miljökostnader).

Det finns andra viktiga resultatparametrar, t.ex. fler miljöpåverkanskategorier som brukar nämnas i samband med LCA, men som vi av olika anledningar inte tagit med i den här studien.

Resursförbrukning som vi inte tagit med är bl.a. mark- och vattenanvändning. Vattenanvändningen för olika processer beräknas i modellen och går i princip att ta fram ur våra inventeringsdata, se bilaga 2 och 3 i respektive kommunstudie (se fotnot 13-15). Vi har bedömt att vattenanvändningen är av mindre intresse för de processer vi studerar. Markanvändningen har också utelämnats. I vår studie skulle transporter, återvinningsstationer och deponier stå för en viss markanvändning, som skulle variera mellan olika scenarier.

De hälso- och miljöeffekter som vi inte tagit med är:

- Nedbrytningen av stratosfäriskt ozon har försummats eftersom vi har bedömt att de avfallskategorier vi studerat ger små bidrag till ozonnedbrytningen.
- Ekotoxiska effekter har vi inte kvantifierat därför att det inte finns tillförlitliga metoder att väga samman olika emissioner, och för att det finns stora dataluckor. Begreppet ekotoxicitet är ett brett begrepp som omfattar en lång rad olika effekter, vilket gör att det i praktiken är mycket svårt att väga ihop olika substanser på ett entydigt sätt. Det finns i och för sig flera modeller föreslagna i litteraturen³⁰, men olika metoder ger olika resultat. De ekotoxiska emissioner som sker från avfallsystemet består bl.a. av olika organiska miljögifter (dioxin, PCB, m.m.) och tungmetaller. Dessa enskilda substanser beräknas och kvantifieras i ORWARE var och en utan att vägas ihop. Flöden av PCB, dioxin, PAH, tungmetaller finns redovisade i bilaga 2 och 3 i respektive kommunrapport (se fotnot 13 – 15).
- Effekter på den biologiska mångfalden har inte tagits med.
- Hälsoeffekter har inte kvantifierats. Begreppet hälsoeffekter är ett brett begrepp som omfattar en lång rad olika effekter. Även hälsoeffekter i ett snävare perspektiv, begränsat till humantoxiska effekter, är ett brett begrepp som omfattar både arbetsmiljöaspekter, akuttoxiska effekter, cancerogenitet och olika långtidseffekter. Detta gör att det i praktiken är svårt att väga ihop olika substanser till en definierad effekt. Det finns i och för sig flera modeller föreslagna i litteraturen³¹, men olika metoder

³⁰ Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.-J., Rønning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G. (1995 a): LCA-NORDIC Technical reports No 10 and Special Reports No 1-2. Nord 1995:503. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark.

³¹ Se förra fotnoten.

ger olika resultat. De humantoxiska emissioner som sker från avfallssystemet består av NO_x, organiska miljögifter (dioxin, PCB, m.m.), tungmetaller m.m. I de LCA-metoder som finns anges vanligen höga index för NO_x. Flöden av NO_x, organiska miljögifter och tungmetaller kvantifieras i ORWARE, se inventeringsbilaga 2 och 3 i respektive kommunstudie (se fotnot 13-15).

2.7 Upplägg av studierna

I kommunerna har gjorts en studie omfattande tre delar:

- optimering (undantag: i Älvdalen gjordes ingen optimering)
- studier av olika fraktioner och material (konsekvenser när olika avfallsfraktioner hanteras på olika sätt)
- studier av effekter av ändrad avfallshantering (undantag: detta görs ej i Älvdalens kommun)

Det är studierna av olika material och fraktioner som utgjort den viktigaste delen. Optimeringarna har gjorts för att identifiera fall som är intressanta att studera vidare. Det är i studierna av olika fraktioner och material som vi studerar följderna av olika behandlingar av olika fraktioner och analyserar hur respektive fraktion bäst bör behandlas. I studierna av den ändrade avfallshanteringen görs en sammanvägning av effekterna av olika planerade åtgärder för att se om de planerade förändringarna är till det bättre eller sämre, sett i ett systemperspektivet.

2.7.1 Optimering

Optimering innebär att man bestämmer maximum eller minimum av en funktion. I vårt fall har vi flera funktioner som kan optimeras. Varje påverkanskategori (total förbrukning av energiråvaror, förbrukning av icke-förnybara energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, företagsekonomi, samhällsekonomi) representerar en funktion vars värde beror på hur olika avfall sorteras ut och leds till olika behandlingar.

Den metod för optimering som vi gjort avviker från vad vi först planerat genomföra.

Ursprunglig ansats

Enligt den ursprungliga planen skulle optimeringen i varje region delas in i flera moment:

- a. **Optimering med avseende på systemets förmåga att utnyttja energi**, för att besvara hur systemet ska se ut för att ge bästa energiutbyte. Olika sätt att värdera energin avsågs att studeras, t.ex. energi uttryckt som exergi, mängd elektricitet som kan utvinnas ur avfallet, mängd fossilt bränsle som kan ersättas, mängd fjärrvärme som kan produceras, samt kostnad för olika energislag.
- b. **Miljömässig och ekonomisk bedömning av det ”energioptimala systemet”**. Det så funna energioptimala systemet avsågs analyseras med avseende på miljömässiga

och ekonomiska (företags- och samhällsekonomiska) konsekvenser. Miljömässiga och ekonomiska nackdelar med det optimala systemet avsågs kartläggas och diskuteras. Miljöpåverkan utvärderas genom att kvantifiera olika miljöpåverkanskategorier (värdering av miljöpåverkan avsågs inte göras).

- c. **Känslighetsanalys:** En känslighetsanalys avsågs göras för att kartlägga och diskutera olika miljömässiga och ekonomiska för- och nackdelar som är förknippade med det energioptimala systemet. Därvid skulle olika ansatser testas, där miljöpåverkan och ekonomi varierades som randvillkor, och de energimässiga konsekvenserna analyseras.

Använd metod

I stället för att göra energioptimering följt av bedömning och känslighetsanalys av det energioptimala systemet, valde vi att istället optimera med avseende på samtliga studerade resultatparametrar (energiparametrar, miljöparametrar och ekonomiska parametrar), med optimering av en resultatparameter i taget. Detta förfarande möjliggör bl.a. en direkt jämförelse mellan olika energioptimala system, olika miljöoptimala system och olika ekonomiskt optimala system. När det gällde energioptimering fann vi också att parametern förbrukning av energiråvaror (både totala energiråvaror och icke förnybara energiråvaror) gav ett mer ändamålsenligt resultat än de parametrar vi ursprungligen tänkt använda.

Det framkom ganska tidigt i arbetet att alla delmodeller utom spridningsmodellen och den ekonomiska modellen bygger på linjära samband (effekten är proportionell mot utsorteringen). Det gjorde att optima kom att utgöras av ytterlighetsfall vad gäller utsortering: antingen ingen utsortering alls eller full utsortering. Därför valde vi att som komplement till de ”effektorienterade” optimeringar också studera varje fraktion för sig då den sorteras ut jämfört med då den inte sorteras ut. Se vidare avsnitt 2.7.2.

Beskrivning av optimering

De funktioner som vi sålunda optimerat motsvarar de resultatparametrar som nämnts i avsnitt 2.6 (total förbrukning av energiråvaror, förbrukning av icke-förnybara energiråvaror, växthuseffekt, försurning, övergödning, bildning av marknära ozon, företags ekonomi, samhällsekonomi) och hur dessa förändras då olika avfall sorteras ut och leds till olika behandlingar.

Vid optimeringarna simuleras ett mycket stort antal scenarier med olika utsorteringar av olika avfallsfraktioner från olika avfallskällor som leds till olika behandlingar. Optimeringsprogrammet identifierar och kvantifierar det system som ger lägst bidrag till respektive resultatparameter: t.ex. lägst total förbrukning av energiråvaror, lägst bidrag till växthuseffekten, lägst företagsekonomiska kostnader, etc. Vi har alltså minimerat respektive resultatparameter.

Vi har optimerat på en funktion/effektkategori i taget, och inte viktat ihop olika resultatparametrar, förutom samhällsekonomi som är en viktning av miljöpåverkan och företagsekonomi.

Avfallskällorna har delats upp i: villor, lägenheter, glesbygd, verksamheter och industrier. Varje avfallskälla antas vara oberoende av övriga avfallskällor. Varje fraktion har undersökts oberoende av övriga fraktioner.

De parametrar som varierats för varje avfallskälla är:

- Utsortering av lättnedbrytbart organiskt avfall till rötning och till kompostering. Lättnedbrytbart organiskt avfall som inte sorterats ut har ingått i restavfallet som går till förbränning eller deponering.
- Utsortering av kartongförpackningar till materialåtervinning. Kartongförpackningar som inte sorterats ut har ingått i restavfallet som går till förbränning eller deponering
- Utsortering av plastförpackningar till materialåtervinning. Plastförpackningar som inte sorterats ut har ingått i restavfallet som går till förbränning eller deponering.
- Användning av rötgas till fordonsbränsle eller till el- och värmeproduktion.
- Balning med senare förbränning eller deponering under sommaren.
- Deponering eller förbränning av restavfall (restavfall är det avfall som inte sorteras ut för biologisk behandling eller återvinning)

Utsorteringsgraden av varje fraktion har varierats i mycket små steg från 0 % till 70 - 80 % (gränsen 70 – 80 % har satts eftersom det torde vara svårt att uppnå högre utsorteringsgrader i praktiken³²).

För varje specifik fördelning av utsorteringsgrader görs en simulering så att varje resultatparameter kvantifieras. Optimeringsprogrammet jämför sedan resultatet av olika utsorteringsgrader och anger sedan den utsorteringskombination som ger minsta bidrag till respektive resultatparameter.

För var och en av de studerade resultatparametrarna erhålls som resultat hur avfallssystemet ska se ut för att ge minsta påverkan, t.ex. hur ska avfallet behandlas för att ge minsta förbrukning av primära energibärare, hur ska avfallssystemet se ut för att ge minsta bidrag till växthuseffekten, hur ska avfallssystemet se ut för att ge minsta företagsekonomiska kostnad, etc. De resultat som erhålls visar för varje effektkategori hur avfallssystemet ska se ut om det byggs upp från början, utan hänsyn till vilka behandlingsanläggningar som redan finns i kommunen³³. Det bör observeras att vi inte gör någon totaloptimering eller sammanvägd optimering. Vi kan inte identifiera **”det**

³² Den övre gränsen 70 – 80 % har satts eftersom andra fraktioner uppnått dessa insamlingsgrader. Insamlingen av glas och tidningar (returpapper) i Sverige ligger idag på denna nivå. Vidare har i Tyskland insamlingsmålen satts till omkring 70 % för förpackningar.

³³ I vissa LCA-studier har påpekats att om man sorterar ut avfall till rötning eller materialåtervinning så kommer man att förbränna annat avfall (som annars skulle deponeras) för att utnyttja den frigjorda kapaciteten. Med denna förutsättning kommer alltid en viss mängd avfall att förbrännas för att det finns en befintlig anläggning. Vår ansats däremot, både i optimeringarna och i studierna av olika fraktioner och material, förutsätter inte att det finns några befintliga anläggningar som måste förses med avfall, och mer utvärderar förbränningen utifrån dess ”inneboende” egenskaper utan restriktioner till befintliga system.

optimala avfallssystemet” (möjligen skulle man kunna välja att låta den samhälls-ekonomiska optimeringen stå för en sådan sammanvägning).

2.7.2 Studier av olika fraktioner och material

En fördjupad analys har gjorts av några scenarier som är optimala enligt avsnitt 2.7.1. Studien har lagts upp så att en fraktion i taget sorteras ut och endast ytterlighetsfallen undersöks: 0 % utsortering eller ”full utsortering”, d.v.s. 70 % (i vissa fall 80 %) ³⁴. Avfall som inte sorteras ut förbränns. Dessa materialstudier är ett komplement till optimeringarna för att studera hur enskilda fraktioner påverkar resultatet. Det resultat som erhålls svarar då på frågan hur varje studerad fraktion/material ska tas omhand för att ge minsta bidrag till respektive studerad resultatparameter *om avfallshanteringsystemet byggs upp från början*, utan att ta hänsyn till vilka behandlingsanläggningar som redan finns. Scenarierna är hypotetiska och bygger på olika tänkta ytterlighetsfall. Den verkliga avfallshanteringen stämmer i princip inte överens med något scenario. De scenarier som undersöks är i huvuddrag (detaljupplägget varierar från kommun till kommun beroende vilka alternativ som bedömts vara av intresse):

- A. Förbränning av allt avfall inkl. lättnedbrytbart organiskt avfall, kartongförpackningar och plastförpackningar. Vi har undersökt två hypotetiska förbränningsfall: dels när förbränningsanläggningen ställs av en månad på sommaren och avfallet deponeras under denna tid, dels när förbränningsanläggningen ställs av en månad på sommaren och avfallet balas och lagras samt förbränns senare. Vid avfallsförbränningen produceras fjärrvärme. I Stockholm produceras även en mindre mängd elektricitet.
- B. Biologisk behandling genom rötning eller kompostering. Lättnedbrytbart organiskt avfall sorteras ut. Allt övrigt avfall förbränns. Upplägget har varit olika i de olika kommunerna, men i huvudsak omfattat:
 - Rötning där biogasen används för att driva bussar. I fallet Stockholm har också studerats följderna av om biogasen används för drift av personbilar. Rötresten förutsätts spridas på jordbruksmark och ersätta handelsgödsel.
 - Rötning där biogasen eldas i en gasmotor med elgenerator för framställning av el och fjärrvärme. Rötresten förutsätts spridas på jordbruksmark och ersätta handelsgödsel.
 - Kompostering. I Stockholm undersöks inte kompostering. I Uppsala kommer komposten att ersätta handelsgödsel. I Älvdalen ersätter komposten inte handelsgödsel utan används för ”markutfyllnad”, t.ex. på vägslänter.
- C. Utsortering av plastförpackningar för återvinning av polyetenplast. Återvunnen polyetenplast ersätter jungfrulig polyetenplast. Allt övrigt avfall förbränns.
- D. Utsortering av kartongförpackningar för återvinning av kartong. Återvunnen kartong ersätter jungfrulig kartong. Allt övrigt avfall förbränns.
- E. Deponering av allt avfall

³⁴ Se not 24.

Uppsalafallet skiljer sig något från detta vad gäller rötning av branschspecifikt industriavfall. I alla scenarier uppkommer slakteriavfall samt näringslösning från farmaceutisk industri, som rötas i samtliga scenarier. I alla scenarier komposteras också park- och trädgårdsavfall.

I Stockholm sker förbränning av bygg- och rivningsavfall i samtliga scenarier.

Returpapper (tidningar, o.dyl.) har i alla studerade fall antagits sorteras ut till 75 %, metallförpackningar till 50 % och glasförpackningar till 70 %³⁵, och behandlas inte vidare inom det studerade systemet. Den mängd av respektive fraktion som inte sorteras ut ingår i det brännbara restavfall som förs till förbränningsanläggningen, alternativt deponin.

2.7.3 Studie av effekterna av den ändrade avfallshanteringen

I de studerade kommunerna finns olika avfallsplaner för hur den framtida avfallshanteringen ska se ut vid olika tidpunkter. Dessa system är olika kombinationer av t.ex. förbränning, rötning, kompostering, materialåtervinning och deponering (i ”materialstudierna” enligt ovan är det egentligen bara en metod i taget vi studerar). De scenarier som valts ut för motsvarar hur avfallssystemet förväntas se ut vid olika tidpunkter.

I Uppsala har vi tittat på år 1998 (nuläget), år 2001 (något utvidgad källsortering), år 2005 alt a (utbyggd källsortering samt utökad förbränning) och år 2005 alt b (utbyggd källsortering samt utökad förbränning och utökad rötning).

I Stockholm studeras år 1998 (nuläget), år 2005 (utbyggd förbränning och utbyggd rötning) samt år 2015 som beskriver mer futuristiska system baserade på idéer kring Hammarby Sjöstad.

I dessa scenarier låser man fast vilka behandlingsresurser som finns. Scenarierna svarar då på frågan ”*Vilka energimässiga, miljömässiga och ekonomiska konsekvenser ger de planerade förändringarna i avfallshanteringssystemet med hänsyn till de behandlingsresurser som finns eller är planerade*”, d.v.s. hänsyn tas till de anläggningar som finns, och dessa förutsätts utnyttjas till full kapacitet³⁶.

³⁵ Dessa utsorteringsgrader är satta till samma som de återvinningskrav som ställs i Förpackningsförordningen för dessa material.

³⁶ I vissa LCA-studier har påpekats att om man sorterar ut avfall till rötning eller materialåtervinning så kommer man att förbränna annat avfall (som annars skulle deponeras) för att utnyttja den frigjorda kapaciteten. Med denna förutsättning kommer alltid en viss mängd avfall att förbrännas för att det finns en befintlig anläggning. Vår ansats när effekter av den ändrade avfallshanteringen studeras, är att befintliga och ev nya anläggningar utnyttjas till full kapacitet. Jämför även med kommentaren i fotnot 26.

2.8 Systemgränser, metodval, m.m.

2.8.1 Funktionella enheter

Som nämnts tidigare i avsnitt 2.3.3 kommer avfallssystemet att leverera vissa mängder nyttigheter som fjärrvärme, gödselmedel, drivmedel, material (plast och kartong), elektricitet, m.m. För att kunna jämföra olika scenarier måste alla system leverera samma mängd av dessa funktioner. Därför definieras s. k. ”funktionella enheter”, som är den mängd av varje funktion som de studerade systemen ska leverera. I de scenarier där avfallssystemet inte förmår tillgodose tillräcklig mängd av den funktionella enheten, tillförs kompletterande produktion av motsvarande funktion med något alternativt produktionsmedel från jungfruliga råvaror i det externa systemet (kringsystemet).

2.8.2 Systemgränser

Generellt för alla delmodeller, både i avfallssystemet och i det externa systemet (kringsystemet), gäller att de endast beaktar emissioner och material- och energiförbrukning som är direkt förknippade med själva processen. Byggnadsfasen eller rivningsfasen beaktas inte. Det finns studier som visat att energiförbrukningen för att uppföra och riva en avfallsförbränningsanläggning som genererar elektricitet är försumbar i jämförelse med den energi som produceras i anläggningen under dess drifttid³⁷. Vi har alltså antagit att detta gäller även andra typer av anläggningar. I ekonomimodellen tas dock hänsyn till byggnadsfasen, i form av investerings- och andra kapitalkostnader, men inte till rivningsfasen.

För avfallssystemet beräknas de effekter som uppstår som en direkt följd av att hantera avfallet, d.v.s. emissioner och resursförbrukning vid drift av de olika processerna. Resursförbrukning och emissioner beräknas från avfallets mängd och sammansättning. De aktiviteter som ger upphov till avfall ingår inte, utan modellen börjar där avfallet samlas in från källan. Det arbete och de eventuella transporter som t.ex. hushållen gör i samband med källsorteringen är inte med (däremot diskuteras dessa aspekter i kapitel 4).

Processer i det externa systemet (kringsystemet) har i möjligaste mån följts från vaggan till graven, d.v.s. effekterna av råvaruuttag, förädling, transporter och produktion inkluderas, se figur 1. Brist på tillförlitliga data gör att avsteg från detta har behövts göras i vissa fall. Energianvändningen i varje steg uttrycks som förbrukning av primär energibärare, som är den mängd energiråvaror i form av träd i skogen, olja i oljekällan, kol i kolfyndigheten, etc. som går att för att få den erforderliga mängden nyttig energi i processen. Förbrukning av driftkemikalier och processkemikalier för avfallsbehandling har beräknats, men inte följts tillbaka till vaggan.

³⁷ Referens: S Otoma, Y Mori, A Terazono, T Aso & R Sameshima, ”Estimation of energy recovery and reduction of CO₂ emissions in municipal solid waste power generation”, Resources, Conservation and Recycling 20 (1997) 95-117.

2.8.3 Ersättningsbränsle

Tidigare ORWARE-studier och olika LCAs studier som gjorts har visat att val av ersättningsbränsle är av stor betydelse för resultatet. Om utökad avfallsförbränning ersätter ett fossilt bränsle som kol eller olja fås ofta ett annat resultat än om utökad avfallsförbränning ersätter biobränsle. Ur systemanalytiskt perspektiv finns åtminstone tre olika alternativ att betrakta ersättningsbränslet:

- **Biobränsle.** Biobränsle utgör i t.ex. Uppsalas fall en stor energikälla för fjärrvärmeproduktion. Om avfallsförbränningskapaciteten ökas, så att avfallsförbränningen kommer att stå för en väsentligt större andel av fjärrvärmeproduktionen, är det troligt att mindre mängder biobränsle kommer att förbrukas.
- **Fossilt bränsle.** I flera kommuner används fossilt bränsle som energikälla för fjärrvärmeproduktion. Om avfallsförbränningskapaciteten ökas, så att avfallsförbränningen kommer att stå för en väsentligt större andel av fjärrvärmeproduktionen, är det troligt att mindre mängder fossilt bränsle kommer att förbrukas. Fossilt bränsle kan utgöras av kol eller olja.
- **Annat avfall.** Eftersom avfallsförbränningsanläggningen är behäftad med relativt höga fasta kostnader, är det i kommuner som har en förbränningsanläggning av intresse att elda så stor mängd avfall som möjligt, så att kapaciteten utnyttjas så effektivt som möjligt. Det avfall som sorterar ut och går till rötning, kompostering eller materialåtervinning friställer kapacitet i förbränningsanläggningen. Det är därför troligt att denna frisatta kapacitet kommer att täckas upp med annat avfall (från andra kommuner). Detta avfall som ersätter det utsorterade avfallet går idag ofta till deponering.

Identifieringen av vilket bränsle som är ersättningsbränsle blir ofta svår när man analyserar situationen i ett ”från-vaggan-till-graven”-perspektiv:

- Om den totala fjärrvärmekapaciteten byggs ut kommer den utbyggda kapaciteten att till stor del ersätta små oljepannor i villor. Även om det primärt synes vara biobränsle som är ersättningsbränslet i värmeverket, så kan det i förlängningen vara olja som ersätts. Fjärrvärmeutbyggnad kan också leda till minskad elförbrukning när det är hushåll med direktverkande el som ansluts. Ökad avfallsförbränning ersätter då el som framställts från andra energiråvaror (se avsnitt 2.8.4).
- I vissa fall kan biobränsle utgöra en begränsad resurs. Lokalt kan tillgången understiga efterfrågan. En utökad avfallsförbränning i t.ex. Uppsala, kan då leda till att mindre mängder biobränsle eldas där, så att det istället kan eldas på ett annat ställe och ersätta olja eller kol.

Val av ersättningsbränsle i studier av olika fraktioner och material

I optimeringarna (enligt avsnitt 2.7.1) och i studierna av olika material och fraktioner (enligt avsnitt 2.7.2) har vi valt att utgå från ett normalfall där biobränsle utgör ersättningsbränsle. Sedan har vi gjort en känslighetsanalys med fossilt kol som ersättningsbränsle. De slutsatser som sedan dras baseras på båda fallen.

Val av ersättningsbränsle i studie av ändrad avfallshantering

I studien av effekterna av den ändrade avfallshantering (enligt avsnitt 2.7.3) har vi valt att använda både biobränsle och annat avfall som ersättningsbränsle. Förbränningsanläggningen går alltid för full kapacitet så att annat avfall används för att fylla upp kapaciteten i varje scenario. Eftersom förbränningskapaciteten är olika i olika scenarier används biobränsle som ersättningsbränsle för att fylla upp den funktionella enheten fjärrvärme i de scenarier där förbränningskapaciteten är lägre.

2.8.4 Marginalel och medelel

Tidigare ORWARE-studier och olika livscykelanalyser har visat att antagandet om hur elektricitet framställs i det externa systemet påverkar resultatet. Den el som förbrukas i landet kan tänkas vara uppdelad i två delar:

- Basproduktion av elektricitet, som framställs mer eller mindre konstant och täcker upp basbehovet. I Sverige produceras detta basbehov från i huvudsak från vattenkraft och kärnkraft.
- Marginalproduktion av elektricitet, som varierar efter behovet. I svenska LCA-studier brukar man ofta ansätta att marginaelen är producerad genom kolkondens i danska kolkondenskraftverk.

Tillsammans utgörs dessa två delar av ”medelel”, som består av en basdel som är relativt konstant över året, och en varierande del, marginael.

I LCA-sammanhang brukar diskuteras om man ska räkna med el från medelproduktion eller från marginalproduktion. Inget alternativ är principiellt riktigare än det andra. Båda synsätten är motiverade rent metodmässigt, men baseras på olika sätt att betrakta systemet. Betraktar man den svenska elmarknaden som ett slutet system är det en ytterst liten del som är kolkondens³⁸. Emellertid är numera elnäten i alla europeiska länder mer eller mindre hoplänkade. Kolkondens är ett av de dyraste sätten att framställa el och är därför en av de produktionsmetoder som man väljer i ”sista hand” för att kunna uppfylla erforderlig produktion. Kolkondens är också flexibelt och är lätt att köra på marginalen för att balansera produktionen mot ett varierande behov. Det internationella elnätet gör att om vi ändrar vår elförbrukning i landet, så kommer det att slå igenom någon annanstans där man då måste öka eller minska kolkondensproduktionen i slutändan av kedjan. Vidare ger synsättet med svensk medelel en mycket låg miljöbelastning med avseende på de miljöparametrar som behandlas i studien. Den miljöpåverkan som förekommer från vattenkraft och kärnkraft är normalt mycket låg med de LCA-metoder som brukar användas (detta även om man inkluderar byggnadsskedet). Den miljöpåverkan som uppstår från kolkondenskraft är stor. De representerar då två ytterlighetsfall med mycket liten respektive mycket stor miljöpåverkan från elproduktionen, med avseende på de miljöparametrar som behandlas i studien.

³⁸ Enligt Statens Energimyndighet, Energiläget 1998, var produktionen av ”värmekraft” (dit kolkondens räknas) 0,2 % av elproduktionen 1998, men ca 3 % 1996.

Val av metod elproduktion i optimeringar samt i studier av olika fraktioner och material

I optimeringarna (enligt avsnitt 2.7.1) och i studierna av olika material och fraktioner (enligt avsnitt 2.7.2) har vi valt att räkna med marginalel, producerad från dansk kol-kondenskraft som normalfall. I en känslighetsanalys studerar vi även fallet då el produceras som svensk medelel.

Val av metod för elproduktion i studie av ändrad avfallshantering

I studien av effekterna av den ändrade avfallshanteringen (enligt avsnitt 2.7.3) har vi valt att använda kolkondens som elproduktionsmetod.

2.8.5 Principer för resultatredovisning

Kännetecknande för denna systemanalys är att det är en stor mängd data som behandlas i modellen och att det är en stor mängd delresultat som erhålls. I en simulering med en specifik uppbyggnad av avfallssystemet och det externa systemet är det tiotusentals uppgifter (indata och utdata) som används för att beskriva de olika delprocesserna.

De primära uppgifterna om avfallsmängder och delprocesser finns beskrivna i bilaga i respektive kommunrapport (se fotnot 13, 14 och 15). I kommunrapporterna finns resultaten redovisade i flera nivåer. De primära resultaten, kallade LCI-resultat³⁹, finns fullständigt redovisade i en elektronisk bilaga som är tillgänglig för den som vill. Resultaten har sedan i olika nivåer ställts samman i diagramform i bilaga och i huvuddel i varje kommunrapport. I föreliggande rapport har vi dragit ut och illustrerat de 21 viktigaste resultaten i diagramform, därutöver har vi valt att textmässigt sammanfatta ytterligare ett 100-tal resultat.

2.9 Andra delstudier som gjorts i projektet

Den tunga delen i projektet har utgjorts av utvecklingen av ORWARE och tillämpningen av ORWARE i de tre fallstudierna i Uppsala, Stockholm och Älvdalen. Därutöver har i projektet genomförts flera andra studier:

- Konsekvensanalys av utökad avfallsförbränning. Delstudien finns rapporterad som ett examensarbete⁴⁰. I studien görs en inventering av potentiellt brännbart avfall som deponeras idag. Vidare görs med hjälp av ORWARE en jämförelse mellan miljöpåverkan från olika förbränningsanläggningar, dels konventionella avfallsförbränningsanläggningar, dels olika fastbränsleanläggningar som sameldar sorterat avfallsbränsle och andra fastbränslen. Resultatet finns sammanfattat i avsnitt 3.4.

³⁹ LCI står för livscykelinventering, och innebär redovisning av de olika material-, emissions- och energiflöden som beräknas i modellen.

⁴⁰ Jessica Granath: "Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects". Examensarbete på Chalmers (Institutionen för Kemisk Miljövetenskap) och IVL

- Utvärdering av biocell. Studien finns rapporterad som examensarbete⁴¹. I studien har en delmodell för biocell utvecklats. Biocell har sedan med ORWARE jämförts med konventionell deponering och med rötning vad gäller företagsekonomiska kostnader, energiutbyte och miljöpåverkan. Resultatet finns sammanfattat i avsnitt 3.5.
- Studie av framställning av väte genom termisk förgasning av avfall. Studien finns rapporterad som examensarbete⁴². En delmodell utvecklades för förgasning och ångreformerings till vätgas. Med ORWARE jämfördes förgasning med förbränning och rötning. Studien finns sammanfattad i avsnitt 3.6.
- Implementeringsanalys. En diskuterande studie har gjorts för identifiera möjliga miljöpolitiska och energipolitiska, juridiska, organisatoriska, attitydmässiga och marknadsmässiga hinder eller konflikter som kan uppstå då avfallshanteringen utvecklas mot ytterligare ökad materialåtervinning, ökad förbränning, ökad rötning, ökad kompostering, och minskad deponering. Resultatet finns sammanfattat i avsnitt 3.7.

⁴¹ Axel Fliedner: "Anaerobic Treatment of Municipal Biodegradable Waste". Rapporten är resultatet av ett examensarbete på KTH, avdelningen för Industriellt Miljöskydd, och behandlar en jämförelse av bioceller med konventionell deponering och med rötning.

⁴² Getachew Assefa: "Environmental Systems Analysis of Waste Management - Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles", examensarbete, KTH, TRITA-KET-IM 2000:3 Stockholm

3. Resultat

Här presenteras ett utdrag av resultatet i de tre kommunerna. Ett mera fullständigt resultat finns presenterat i de tre kommunrapporterna (se fotnot 13-15). Här utelämnas t.ex. presentationen av tungmetallflöden och emissioner av organiska ämnen. Mera detaljerade diskussioner kring vad resultaten beror på, inklusive känslighetsanalyser återfinns också i kommunrapporterna.

3.1 Resultat från Uppsala-studien

3.1.1 Optimeringar - Uppsala

Resultaten av optimeringarna i Uppsala visade att endast hörnlösningar valdes som optimala punkter, d.v.s. antingen full utsortering eller ingen utsortering av respektive fraktioner ledde till optimala resultat. Det är i och för sig inte så förvånande, då alla delmodeller utom spridningsmodellen och den ekonomiska modellen bygger på linjära samband, d.v.s. effekten är proportionell mot utsorteringen.

Optimeringarna visade också att det inte spelade någon roll om avfallet kom ifrån tätortshushåll, glesbygd eller industri; samma lösning valdes för alla för respektive optimeringsparameter. Därför särredovisas inte avfallskällorna i det följande.

3.1.2 Studier av material och fraktioner - Uppsala

Studerade scenarier

För Uppsala har vi i samtliga scenarier utgått från en total avfallsmängd på ca 113 000 ton/år varav ca 83 000 ton/år behandlas inom det studerade systemet. Resterande mängd utgörs av bl.a. den utsorterade delen av returpapper, glas- och metallförpackningar som inte behandlas i systemet. I samtliga scenarier är det alltid en viss mängd avfall som rötas (avfall från slakteri och från farmaceutisk industri) och en viss mängd som förbränns. Lättnedbrytbart organiskt avfall kan antingen ingå i det avfall som förbränns eller sorteras ut för att rötas eller komposteras. Plastförpackningar och kartongförpackningar kan antingen ingå i det avfall som förbränns eller sorteras ut för materialåtervinning. Som ett ytterlighetsalternativ har vi också med ett fall då allt avfall deponeras.

De olika scenarier som studerats är, se även tabell 2:

- A1. Allt avfall förbränns*. 10 % av avfallsmängden balas och lagras under sommaren och förbränns senare. Vid förbränningen produceras fjärrvärme.
- A2. 90 % av avfallet förbränns*. 10 % av avfallet deponeras (under sommaren). Vid förbränningen produceras fjärrvärme.
- B1. Lättnedbrytbart organiskt avfall rötas. Resten av avfallet förbränns*. Rötgasen används som drivmedel i bussar. Rötresten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.

- B2. Lättnedbrytbart organiskt avfall rötas. Resten av avfallet förbränns*. Biogasen används för att framställa el och värme. Rötresten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.
- B3. Lättnedbrytbart organiskt avfall komposteras (strängkompost). Resten av avfallet förbränns*. Komposten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.
- C. Plastförpackningar sorteras ut och återvinns. Resten av avfallet förbränns*. Den återvunna plasten antas ersätta jungfrulig plast.
- D. Kartongförpackningar sorteras ut och återvinns*. Resten av avfallet förbränns. Den återvunna kartongen ersätter jungfrulig kartong.
- E. Allt avfall deponeras. Gas från deponin utvinns för elproduktion (emissioner och gasutvinning från deponin beräknas i ett framtidsperspektiv – vi beräknar de emissioner som förväntas uppstå under 100 år framåt och utvinns 50 % av den gas som produceras under 100 framåt)

Tabell 2. Avfallsflöden i olika scenarier vid studie av olika material och fraktioner*

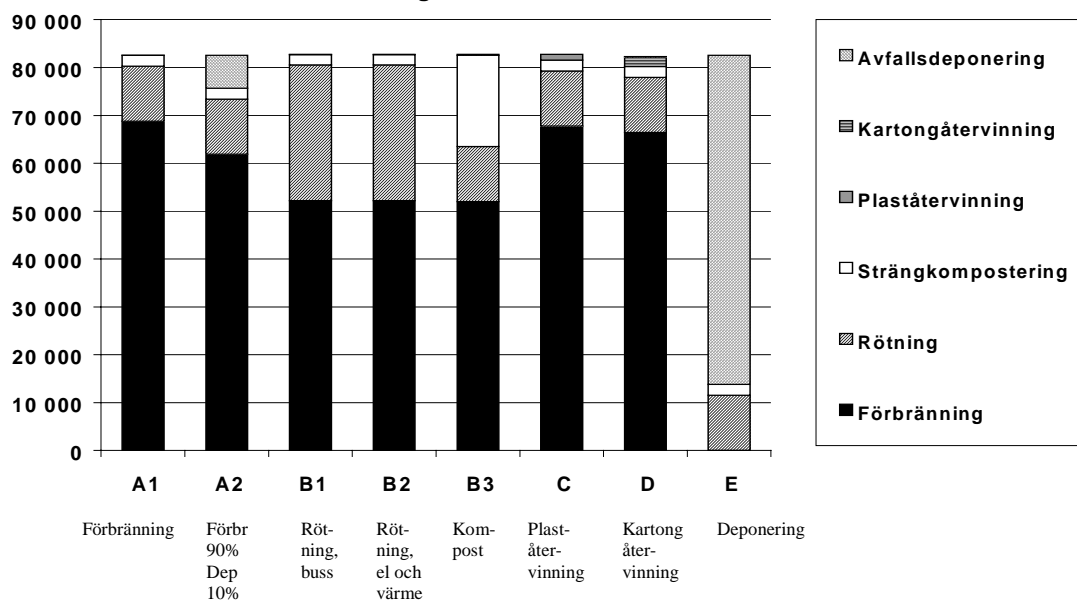
Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning buss	B2 Rötning El/värme	B3 Kompost- ering	C Plast- återvinning	D Kartong- återvinning	E Deponering
Förbränning	68 800	61 900	52 200	52 200	52 000	67 800	66 400	0
Rötning	11 500	11 500	28 400	28 400	11 500	11 500	11 500	11 500
Strängkompostering	2 300	2 300	2 200	2 200	19 000	2 300	2 300	2 300
Hemkompostering	0	0	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	1 200	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	2 000	0
Avfallsdeponering	20	6 900	20	20	200	20	20	68 800
Restproduktdeponering	13 000	11 700	11 500	11 500	11 500	13 000	12 900	0

* I samtliga fall är det en viss mängd branschspecifikt avfall som alltid går till rötning. Mängderna som redovisas för kartong återvinning och plaståtervinning är de mängder som samlas in, av denna mängd sorteras en del bort som icke-återvinningsbart vid återvinningsanläggningen och går som rejekt till förbränning. Rejekt från rötning går till förbränning, rejekt från kompostering deponeras.

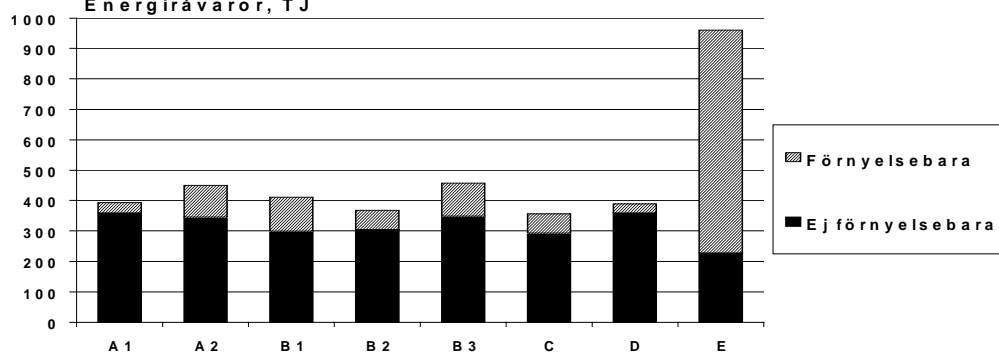
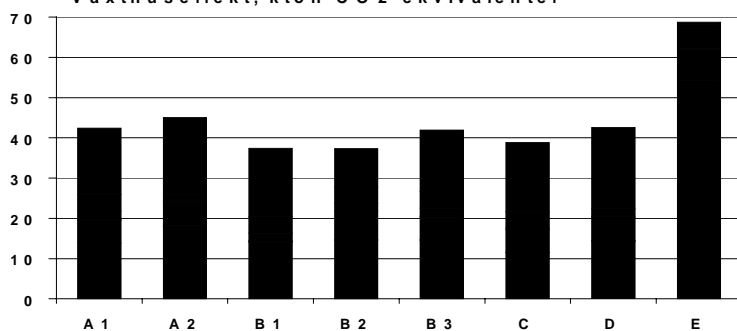
Resultat

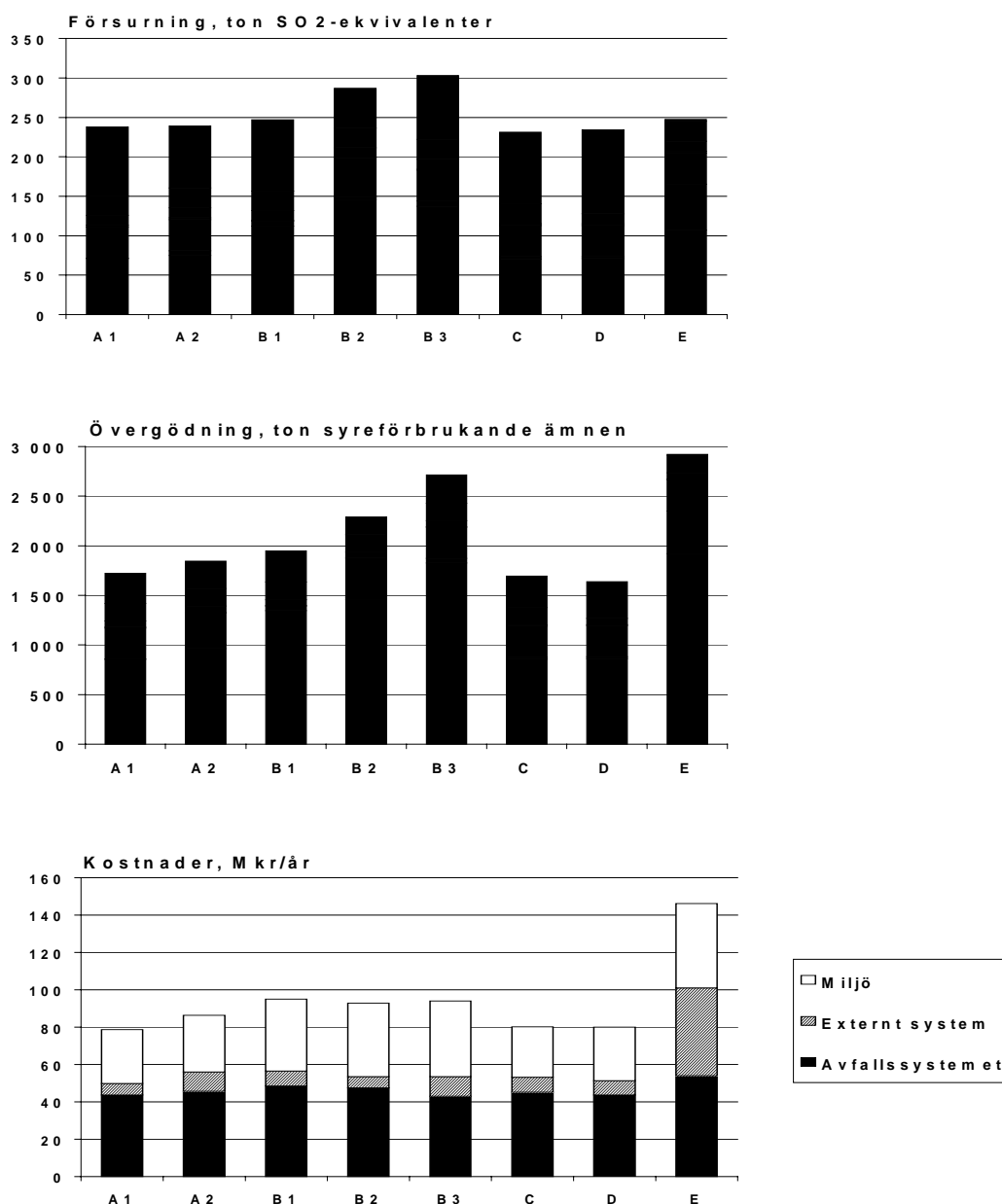
Resultatet från normalfallet i Uppsala då biobränsle utgör ersättningsbränsle och el framställs från kolkondens visas i figur 7.

Behandlade avfallsmängder, ton



Energiråvaror, T J

Växthuseffekt, kton CO₂-ekvivalenter



Figur 7. Översikt av resultat från studier av olika material och fraktioner i Uppsala då ersättningsbränsle är biobränsle och el framställs genom kolkondens.

Följande kommentarer kan ges för att förklara de viktigaste resultaten.

- **Energiförbrukning.** Den höga förbrukningen av primära energibärare för deponering (E) beror på att man vid deponering inte på ett effektivt sätt utnyttjar den energi eller de material som finns i avfallet (förutom den deponigas som bildas och antas utvinnas till 50 % och användas för framställning av elektricitet). Återvinning av plast (C) sparar energi jämfört med förbränning (A1) (förutsatt att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast). Kartongåtervinning (D) ger en marginell minskning av energiförbrukningen. Rötning med efterföljande el- och värmeproduktion (B2) ger en energibesparing medan övriga biologiska behandlingsmetoder (B1 och B3) ökar energiförbrukningen i systemet.

- **Emissioner av växthusgaser.** Det höga bidraget av växthusgaser från deponering (E) beror på metangasemissioner. Detta trots att vi räknat med att en stor del av den bildade metangasen utvinns och nyttiggörs. Även förbränning med deponering av avfall under sommaren (A2) ger märkbara emissioner av metangas. Rötning (B1 och B2) minskar växthusemissionerna jämfört med förbränning. Plaståtervinning (C) ger också en minskning av växthusgaserna, medan kartongåtervinning (D) och kompostering (B3) inte ger någon förändring jämfört med förbränning.
- **Emissioner av försurande ämnen.** De höga emissionerna av försurande ämnen från rötning där gasen används för framställning av el och värme (B2) beror på NO_x-emissioner från förbränningen av biogasen och NH₃-emissioner från åkermark. De höga emissionerna av försurande ämnen från kompostering (B3) beror på emissioner av NH₃ från komposteringsprocessen och från åkermarken. Dessa emissionskällor gör att biologisk behandling (B1-B3) är sämre än förbränning. Återvinning av både plast (C) och kartong (D) ger en minskning av de försurande emissionerna.
- **Emissioner av övergödande ämnen.** De höga emissionerna av övergödande ämnen från kompostering (B3) beror till större delen på emissioner av ammoniak från komposteringsprocessen och NH₃- och NO₃-emissioner från åkermarken. De höga emissionerna av övergödande ämnen från deponering (E) beror på NO_x-emissioner från förbränning av deponigasen och utlakning från deponin av både ammoniak och av organisk syreförbrukande substans. Då rötgasen används för el- och värmeproduktion (B2) blir emissionerna av övergödande ämnen högre än då rötgasen används som drivmedel i bussar (B1) beroende på att rötgasen vid bussanvändning ger betydligt lägre NO_x-utsläpp än vid vanligt dieselbränsle. Dessa emissionskällor bidrar till att biologisk behandling släpper ut mer övergödande ämnen än förbränning. Både kartong- och plaståtervinning minskar de övergödande emissionerna något jämfört med förbränning.
- **Företagsekonomi.** De företagsekonomiska kostnaderna skiljer sig mycket lite mellan de olika scenarierna förutom deponering (E). De högre företagsekonomiska kostnaderna för deponering (E) beror på att det kostar mer att framställa fjärrvärme, drivmedel, gödselmedel, plast och kartong från jungfruliga råvaror än från avfallet.
- **Samhällsekonomi.** Samhällsekonomi grundar sig i princip på de företagsekonomiska kostnaden, till vilka lagts en värdering av de olika emissionerna. Deponering (E) samt rötning (B1, B2) och kompostering (B3) ger därvid högre miljökostnader än förbränning (A1) och materialåtervinning (C, D).

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av det organiska lättnedbrytbara avfallet enligt följande:

- När kol är ersättningsbränsle blir biologisk behandling (förutom rötning med utnyttjande av biogasen som fordonsbränsle, B1) mer ofördelaktig jämfört med förbränning. Det är inte längre fördelaktigt ur växthussynpunkt att röta lättnedbrytbart organiskt avfall med efterföljande användning av biogasen till fordonsbränsledrift.
- När elförbrukningen räknas som svensk medel blir biologisk behandling mer ofördelaktig jämfört med förbränning. Ur energisynpunkt är det inte längre fördelaktigt med rötning med efterföljande el och värmeproduktion, jämfört med förbränning.

- När kol är ersättningsbränsle och el räknas som svensk medel el är biologisk behandling (B1, B2, B3) sämre än förbränning ur samtliga studerade aspekter.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av plastförpackningar på följande sätt:

- Då ersättningsbränslet är kol blir materialåtervinning inte längre lika klart fördelaktig jämfört med förbränning. För några resultatparametrar blir förbränning fördelaktigare än återvinning.
- Då el räknas som medel el blir materialåtervinning mer fördelaktig än tidigare. Detta beror på att plaståtervinningen förbrukar mera elenergi än nyproduktionsprocessen.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av kartong på följande sätt:

- Då el räknas som medel el blir återvinning av kartong något bättre jämfört med förbränning. Med avseende på energiförbrukning är kartongåtervinning klart fördelaktig jämfört med förbränning.
- Då kol är ersättningsbränsle blir förbränning fördelaktigare än materialåtervinning, för några resultatparametrar.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar slutsatserna om deponering på följande sätt:

- Då kol är ersättningsbränsle blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.
- Då el räknas som medel el blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.

3.2 Resultat från Stockholm-studien

3.2.1 Optimeringar - Stockholm

Resultaten av optimeringarna i Stockholm visade att endast hörnlösningar valdes som optimala punkter, d.v.s. antingen full utsortering eller ingen utsortering av respektive fraktioner ledde till optimala resultat. Det är i och för sig inte så förvånande, då alla delmodeller utom spridningsmodellen och den ekonomiska modellen bygger på linjära samband (effekten är proportionell mot utsorteringen).

Optimeringarna visade också att det inte spelade någon roll om avfallet kom ifrån tätortshushåll, glesbygd eller industri; samma lösning valdes för alla för respektive optimeringsparameter. Därför särredovisas inte avfallskällorna i det följande.

3.2.2 Studier av material och fraktioner - Stockholm

Studerade scenarier

För Stockholm har vi i samtliga scenarier utgått från en total avfallsmängd på ca 330 000 ton/år varav ca 220 000 ton/år behandlas inom det studerade systemet. Restande mängd utgörs bl.a. av den utsorterade delen av returpapper, glas- och metallförpackningar som inte behandlas i systemet. Samtliga scenarier är mer eller mindre hypotetiska och utvalda för att representera olika ytterlighetsfall. Lättnedbrytbart organiskt avfall kan antingen ingå i det avfall som förbränns eller sorteras ut för att rötas eller komposteras. Plastförpackningar och kartongförpackningar kan antingen ingå i det avfall som förbränns eller sorteras ut för materialåtervinning. Som ett ytterlighetsalternativ har vi också med ett fall då allt avfall deponeras.

De olika scenarier som studerats är, se även tabell 3:

- A1. Allt avfall förbränns. 10 % av avfallsmängden balas och lagras under sommaren och förbränns senare. Vid förbränningen framställs fjärrvärme och en mindre mängd el.
- A2. 90 % av avfallet förbränns. 10 % av avfallet deponeras (under sommaren). Vid förbränningen framställs fjärrvärme och en mindre mängd el.
- B1. Lättnedbrytbart organiskt avfall rötas. Resten av avfallet förbränns. Rötgasen används som drivmedel i bussar. Rötresten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.
- B2. Lättnedbrytbart organiskt avfall rötas. Resten av avfallet förbränns. Biogasen används för framställning av el och fjärrvärme. Rötresten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.
- B3. Lättnedbrytbart organiskt avfall rötas. Resten av avfallet förbränns. Biogasen används som drivmedel i personbilar. Rötresten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.
- C. Plastförpackningar sorteras ut och återvinns. Resten av avfallet förbränns. Den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.

- D. Kartongförpackningar sorteras ut och återvinns. Resten av avfallet förbränns. Den återvunna kartongen ersätter jungfrulig kartong.
- E. Allt avfall deponeras.

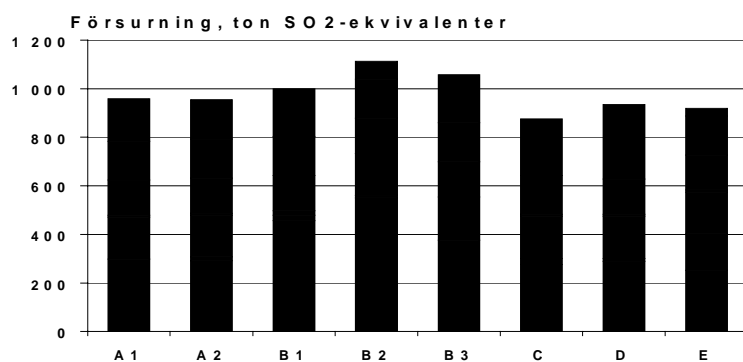
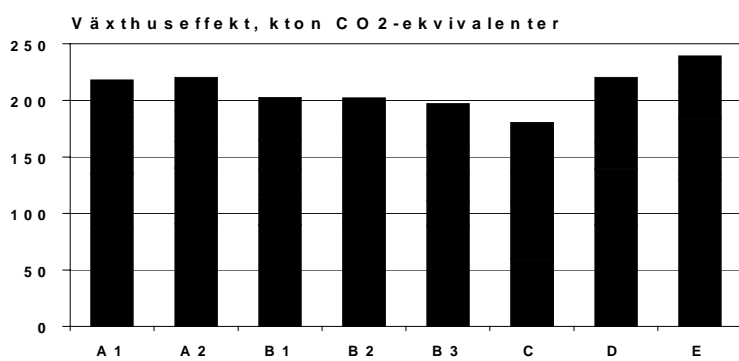
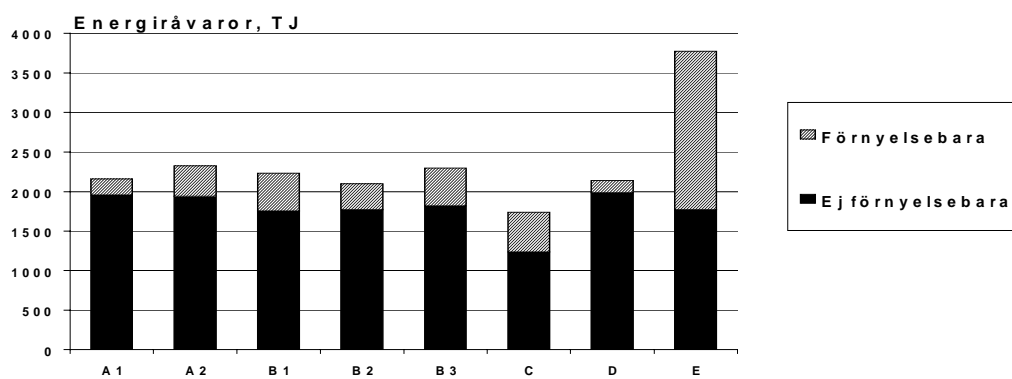
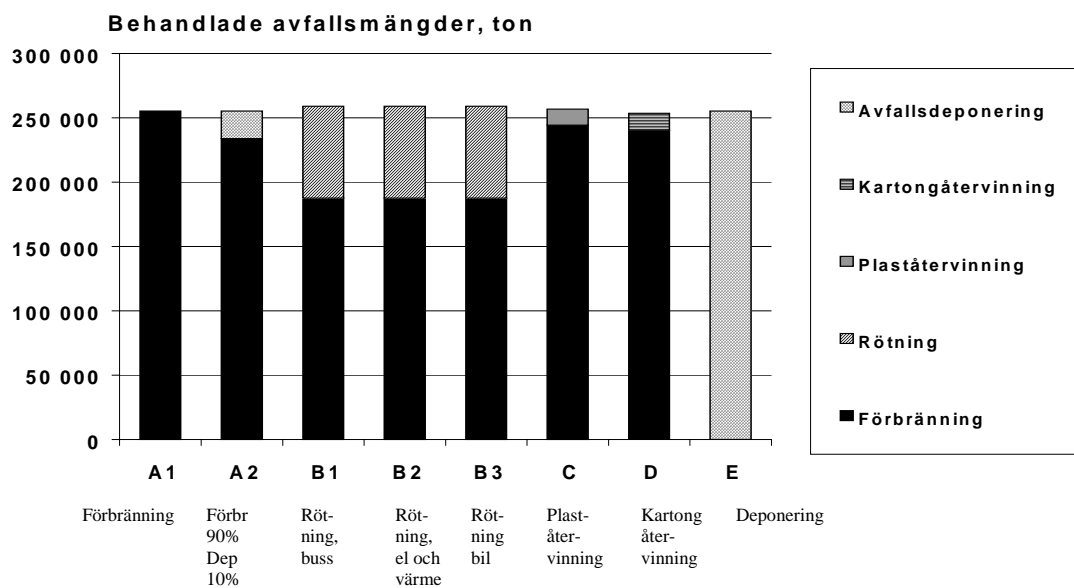
Det bör observeras att fallen B3 i Uppsala och i Stockholm inte är identiska: B3 i Uppsala innebär kompostering och i Stockholm rötning med användning av rötgas för drift av personbilar. I övrigt är de studerade fallen jämförbara.

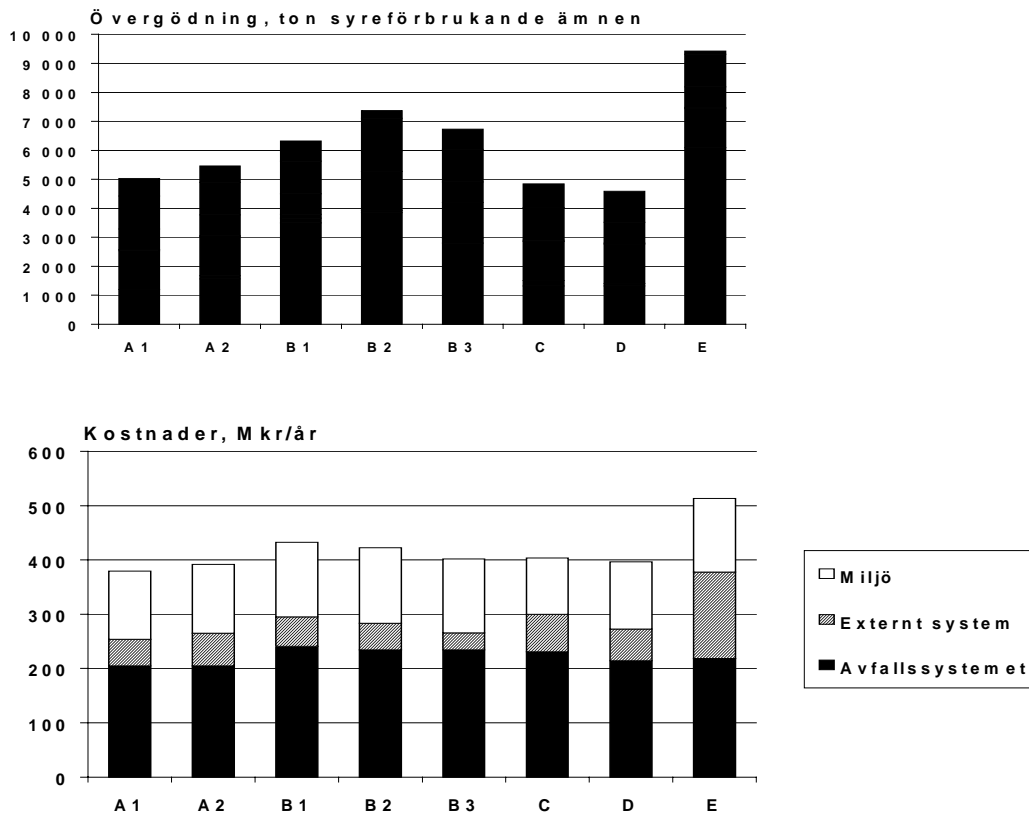
Tabell 3. Avfallsflöden vid studie av olika material och fraktioner*

Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning buss	B2 Rötning el/värme	B3 Rötning bil	C Plast- återvinning	D Kartong- återvinning	E Deponering
Förbränning	255 100	233 700	187 500	187 500	187 500	244 300	240 200	0
Rötning	0	0	71 400	71 400	71 400	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	0	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	12 500	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	13 100	0
Avfallsdeponering	0	21 400	0	0	0	0	0	155 100
Restproduktdeponering	80 100	75 400	68 700	68 700	68 700	79 200	79 300	0

* Mängderna som redovisas för kartongåtervinning och plaståtervinning är de mängder som samlas in, av denna mängd sorteras en del bort som icke-återvinningsbart vid återvinningsanläggningen och går som rejekt till förbränning. Rejekt från rötning går till förbränning.

I figur 8 visas några resultat från Stockholmsstudien.





Figur 8. Översikt av resultat från Stockholm vid studie av olika material och fraktioner då ersättningsbränsle är biobränsle och el framställs genom kolkondens.

Följande kommentarer kan ges för att förklara de viktigaste resultaten.

- **Energiförbrukning.** Den höga förbrukningen av primära energibärare för deponering (E) beror på att man vid deponering på ett dåligt sätt utnyttjar den energi eller de material som finns i avfallet (den deponigas som bildas antas utvinns till 50 % och användas för framställning av elektricitet). Återvinning av plast (C) sparar energi jämfört med förbränning (A1) (förutsatt att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast). Kartongåtervinning (D) ger en marginell minskning av energiförbrukningen. Rötning med efterföljande el- och värmeproduktion (B2) ger en energibesparing rötning med fordonsbränsleproduktion (B1 och B3) ökar energiförbrukningen i systemet.
- **Emissioner av växthusgaser.** Det höga bidraget av växthusgaser från deponering (E) beror på metangasemissioner. Detta trots att vi räknat med att en stor del av den bildade metangasen utvinns och nyttiggörs. Rötning (B1, B2 och B3) minskar växthusemissionerna jämfört med förbränning. Plaståtervinning (C) ger också en minskning av växthusgaserna, medan kartongåtervinning (D) inte ger någon förändring jämfört med förbränning.
- **Emissioner av försurande ämnen.** De höga emissionerna av försurande ämnen från rötning där gasen används för framställning av el och värme (B2) beror på NO_x -emissioner från förbränningen av biogasen och NH_3 -emissioner från åkermark. Dessa emissionskällor gör att rötning (B1-B3) är sämre än förbränning (A1). Återvinning av både plast (C) och kartong (D) ger en minskning av de försurande emissionerna.
- **Emissioner av övergödande ämnen.** De höga emissionerna av övergödande ämnen från deponering (E) beror på NO_x -emissioner från deponigasförbränning och

från utlakning från deponin, av både ammoniak och av organisk syreförbrukande substans. Då rötgasen används för el- och värmeproduktion (B2) blir emissionerna av övergödande ämnen högre än då rötgasen används som drivmedel i bussar (B1) eller drivmedel i personbilar (B3) beroende på att rötgasen vid användning som fordonsbränsle ger betydligt lägre NO_x-utsläpp än vanligt dieselbränsle eller bensen. Användning som bussbränsle ger därvid lägre emissioner än användning som personbilsbränsle, beroende på att NO_x-emissioner minskar mer då man i bussar går över från diesel till rötgas, än då man i personbil går över från bensen till rötgas. Alla rötningsscenarier ger högre övergödande utsläpp än förbränning. Både kartong- och plaståtervinning minskar de övergödande emissionerna något jämfört med förbränning.

- **Företagsekonomi.** De företagsekonomiska kostnaderna skiljer sig mycket lite mellan de olika scenarierna förutom deponering (E). De högre företagsekonomiska kostnaderna för deponering (E) beror på att det kostar mer att framställa fjärrvärme, drivmedel, gödselmedel, plast och kartong från jungfruliga råvaror i stället för från avfallet.
- **Samhällsekonomi.** Samhällsekonomi grundar sig i princip på de företagsekonomiska kostnaden, till vilka lagts en värdering av de olika emissionerna. Deponering (E) samt rötning (B1, B2, B3) ger därvid högre miljökostnader än förbränning (A1) och materialåtervinning (C och D)

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av det organiska, lättnedbrytbara avfallet enligt följande följande:

- När olja är ersättningsbränsle blir biologisk behandling mer ofördelaktig jämfört med förbränning.
- När elförbrukningen räknas som svensk medel blir biologisk behandling med efterföljande elproduktion mer ofördelaktig jämfört med förbränning, d.v.s. fördelarna med att förbränna det organiska, lättnedbrytbara avfallet blir tydligare.
- När olja är ersättningsbränsle och el räknas som svensk medel är biologisk behandling (B1, B2, B3) sämre än förbränning ur samtliga studerade aspekter, med undantag av NO_x-emissioner.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av plastförpackningar på följande sätt:

- Då ersättningsbränslet är olja blir materialåtervinning inte längre lika klart fördelaktig jämfört med förbränning.
- Då el räknas som medel blir materialåtervinning ännu mer fördelaktig än tidigare. Detta beror på att plaståtervinningen förbrukar relativt mycket elenergi.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av kartong på följande sätt:

- Då el räknas som medel är skillnaden mycket liten mot normalfallet.
- Då olja är ersättningsbränsle blir förbränning fördelaktigare än materialåtervinning för några resultatparametrar (bl.a. växthuseffekten).

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkas slutsatserna om deponering på följande sätt:

- Då olja är ersättningsbränsle blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.
- Då el räknas som medel blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.

3.3 Resultat från Älvdalen-studien

3.3.1 Studier av olika fraktioner och material - Älvdalen

För Älvdalen har vi i samtliga scenarier utgått från en total avfallsmängd på ca 3 700 ton/år varav ca 2 900 ton/år behandlas inom det studerade systemet. Resterande mängd utgörs av bl.a. returpapper, glas- och metallförpackningar som inte behandlas i systemet. Samtliga scenarier är mer eller mindre hypotetiska och utvalda för att representera olika ytterlighetsfall. Lättnedbrytbart organiskt avfall kan antingen ingå i det avfall som förbränns eller sorteras ut för att rötas eller komposteras. Plastförpackningar och kartongförpackningar kan antingen ingå i det avfall som förbränns eller sorteras ut för materialåtervinning. Som ett ytterlighetsalternativ har vi också med ett fall då allt avfall deponeras.

De olika scenarier som studerats är, se även tabell 4:

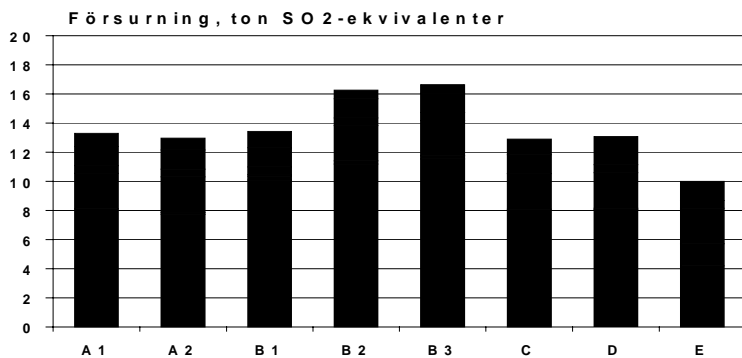
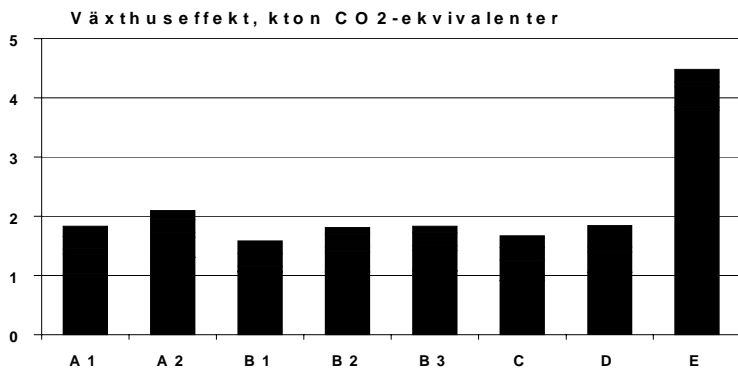
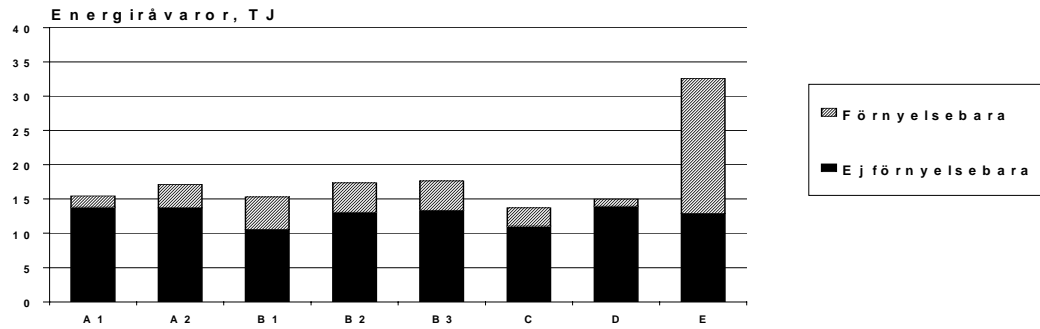
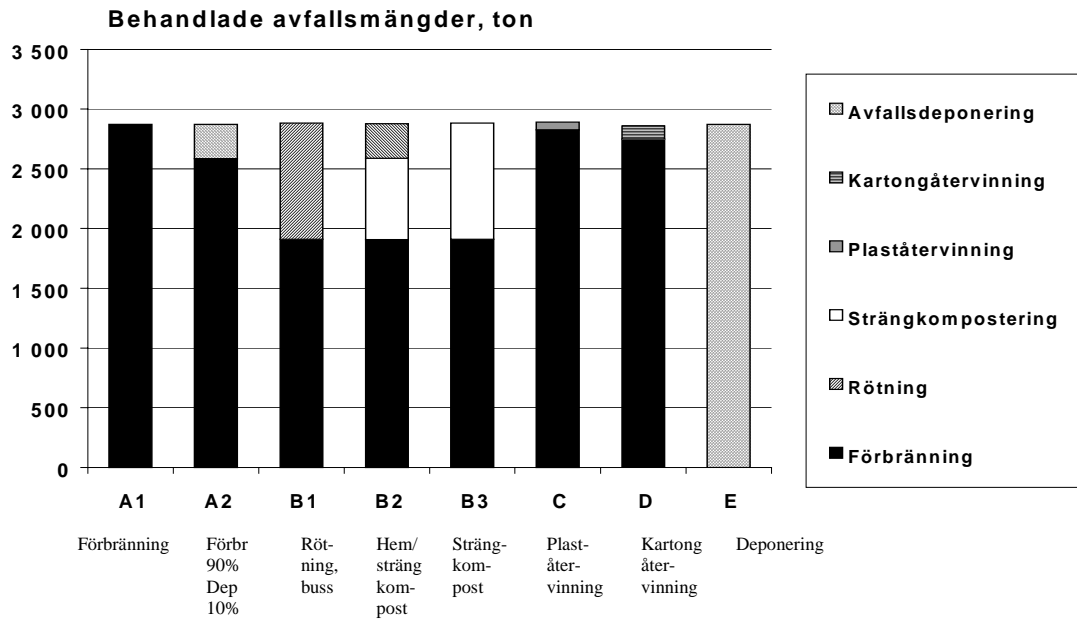
- A1. Allt avfall förbränns i Mora. 10 % av avfallsmängden balas och lagras under sommaren och förbränns senare. Vid förbränningen produceras fjärrvärme.
- A2. 90 % av avfallet förbränns i Mora. 10 % av avfallet deponeras (under sommaren). Vid förbränningen produceras fjärrvärme.
- B1. Lättnedbrytbart organiskt avfall sorteras ut och rötas i en anläggning i Borlänge. Resten av avfallet förbränns i Mora. Rötgasen används som drivmedel i bussar. Rötresten läggs på jordbruksmark och ersätter handelsgödsel.
- B2. Lättnedbrytbart organiskt avfall sorteras ut och komposteras. En del av det organiska, lättnedbrytbara avfallet komposteras i hemmen (30%). Resten av avfallet förbränns i Mora. Komposten används som utfyllnad och ersätter inte handelsgödsel.
- B3. Lättnedbrytbart organiskt avfall komposteras (strängkompost) i en kommunal anläggning. Resten av avfallet förbränns i Mora. Komposten används som utfyllnad och ersätter inte handelsgödsel.
- C. Plastförpackningar sorteras ut och återvinns. Resten av avfallet förbränns i Mora. Den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- D. Kartongförpackningar sorteras ut och återvinns. Resten av avfallet förbränns i Mora. Den återvunna kartongen ersätter jungfrulig kartong.
- E. Allt avfall deponeras vid den befintliga deponin i Älvdalen. Ingen gas utvinns.

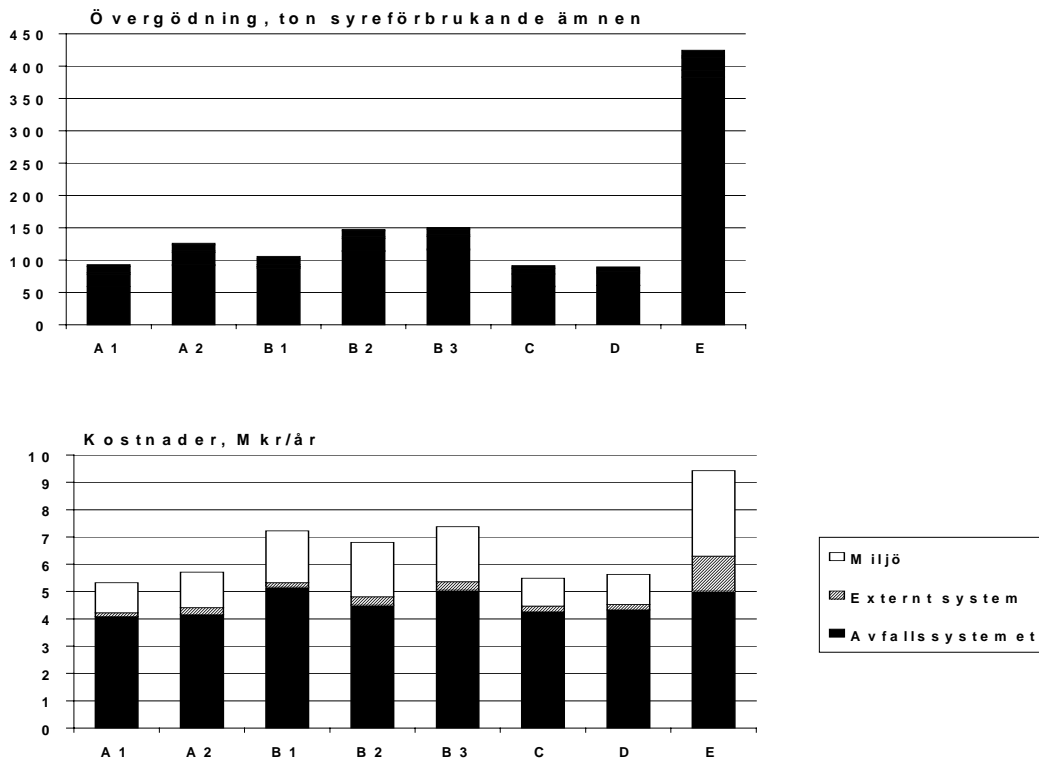
Tabell 4. Avfallsflöden vid studie av olika material och fraktioner i Älvdalen*

Behandling [ton]	A1 Förbränning	A2 Förbr. 90 % Dep.10 %	B1 Rötning Biogasbuss	B2 Hem/sträng- kompost	B3 Sträng- kompost	C Plast- återvinning	D Kartong- återvinning	E Deponering
Förbränning	2 900	2 600	1 900	1 900	1 900	2 800	2 800	0
Rötning	0	0	1 000	0	0	0	0	0
Strängkompostering	0	0	0	700	1 000	0	0	0
Hemkompostering	0	0	0	300	0	0	0	0
Plaståtervinning	0	0	0	0	0	40	0	0
Kartongåtervinning	0	0	0	0	0	0	100	0
Avfallsdeponering	0	300	0	0	0	0	0	2 900
Restproduktdeponering	700	600	500	500	500	700	700	0

* Mängderna som redovisas för kartong återvinning och plaståtervinning är de mängder som samlas in, av denna mängd sorteras en del bort som icke-återvinningsbart vid återvinningsanläggningen och går som rejekt till förbränning. Rejekt från rötning går till förbränning, rejekt från kompostering deponeras.

Resultatet från normalfallet i Älvdalen då biobränsle utgör ersättningsbränsle och el antas framställas från kolkondens visas i figur 9.





Figur 9. Urval av resultat vid studie av olika material och fraktioner i Älvdalen då ersättningsbränsle är biobränsle och el framställs från kolkondens.

Följande kommentarer kan ges för att förklara de viktigaste resultaten.

- **Energiförbrukning.** Den höga förbrukningen av primära energibärare för deponering (E) beror på att man vid deponering inte på ett effektivt sätt utnyttjar den energi eller de material som finns i avfallet. Återvinning av plast (C) sparar energi jämfört med förbränning (A1) (förutsatt att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast). Kartongåtervinning (D) ger en marginell minskning av energiförbrukningen. Rötning med användning av biogasen för bussdrift ger ungefär samma energitnyttjande som förbränning, och en energibesparing jämfört med kompostering (B2 och B3).
- **Emissioner av växthusgaser.** Det höga bidraget av växthusgaser från deponering (E) beror på metangasemissioner. Även förbränning med deponering av avfall under sommaren (A2) ger märkbara emissioner av metangas. Rötning (B1) minskar växthusemissionerna jämfört med förbränning. Kompostering (B2 och B3) ger ungefär samma emissioner av växthusgaser som förbränning (A1). Plaståtervinning (C) ger också en minskning av växthusgaserna, medan kartongåtervinning (D) inte ger någon förändring jämfört med förbränning.
- **Emissioner av försurande ämnen.** De höga emissionerna av försurande ämnen från kompostering (B2 och B3) beror på emissioner av NH₃ från komposteringsprocessen och från åkermarken. Återvinning av både plast (C) och kartong (D) ger en knapp märkbar minskning av de försurande emissionerna jämfört med förbränning (A1).
- **Emissioner av övergödande ämnen.** De höga emissionerna av övergödande ämnen från kompostering (B2 och B3) beror till större delen på emissioner av ammoniak från komposteringsprocessen. De höga emissionerna av övergödande

ämnen från deponering (E) beror på utlakning från deponin av både ammoniak och av organisk syreförbrukande substans. Både kartong- och plaståtervinning ger ungefär samma övergödande emissioner som förbränning.

- **Företagsekonomi.** De företagsekonomiska kostnaderna för rötning (B1) och kompostering (B2 och B3) är något högre än för förbränning (A1). Av de två komposteringsalternativen syns att hemkompostering (B2) ger lägre kostnader än kommunal central kompostering (B3) (observera dock att förbränning A1 ger lägre kostnad än hemkompostering B3). Deponering är dyrare än förbränning (A1). De högre företagsekonomiska kostnaderna för deponering (E) beror på att det kostar mer att framställa fjärrvärme, drivmedel, gödselmedel, plast och kartong från jungfruliga råvaror än från avfallet.
- **Samhällsekonomi.** Samhällsekonomi grundar sig i princip på de företagsekonomiska kostnaden, till vilka lagts en värdering av de olika emissionerna. Deponering (E) samt rötning (B1) och kompostering (B2 och B3) ger därvid högre miljökostnader än förbränning (A1). Materialåtervinning av plast (C), och materialåtervinning av kartong (D) är något dyrare än förbränning (A1).

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av det organiska, lättnedbrytbara avfallet enligt följande följande:

- När kol är ersättningsbränsle blir biologisk behandling mer ofördelaktig jämfört med förbränning, d.v.s. fördelarna med att förbränna det organiska, lättnedbrytbara avfallet blir tydligare.
- När elförbrukningen räknas som svensk medel blir biologisk behandling mer ofördelaktig jämfört med förbränning, d.v.s. fördelarna med att förbränna det organiska, lättnedbrytbara avfallet blir tydligare.
- När kol är ersättningsbränsle och el räknas som svensk medel är biologisk behandling (B1, B2, B3) sämre än förbränning ur samtliga studerade aspekter, med undantag av NO_x-emissioner.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av plastförpackningar på följande sätt:

- Då ersättningsbränslet är kol blir materialåtervinning inte längre lika klart fördelaktig jämfört med förbränning.
- Då el räknas som medel blir materialåtervinning mer fördelaktig än tidigare. Detta beror på att plaståtervinningen förbrukar relativt mycket elenergi.

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkar hanteringen av kartong på följande sätt:

- Då el räknas som medel är skillnaderna mycket små jämfört med normalfallet.
- Då kol är ersättningsbränsle blir förbränning fördelaktigare än materialåtervinning..

Antagandena om ersättningsbränsle och elproduktion påverkas slutsatserna om deponering på följande sätt:

- Då kol är ersättningsbränsle blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.
- Då el räknas som medel blir skillnaderna mellan förbränning och deponering större, d.v.s. deponering blir ännu sämre.

3.4 Jämförelse mellan de studerade kommunerna

Den genomgående slutsatsen är att resultaten för de tre olika kommunerna är mycket lika varandra, trots skillnaderna i förutsättningarna. Det som kommenteras nedan är relativa skillnader mellan de olika avfallshanteringsmetoderna i de studerade kommunerna.

Det är mycket små skillnader i resultatet för energiförbrukning i de tre olika kommunerna. Att kartongåtervinning spar energi syns tydligast i Älvdalen vilket beror på en relativt sett sämre avfallsförbränningsgrad än i Uppsala och Stockholm, vilket gör att skillnaden mellan återvinning och förbränning blir något större. Det är också en betydligt större del av totala energiförbrukningen i Älvdalen som kommer från avfallshanteringsystemet på grund av relativt sett mera transporter och insamlingsarbete.

Skillnader med avseende på växthuseffekten har främst erhållits på grund av lite olika avfallssammansättning. Avfallet i Stockholm innehåller mera plast, vilket gör att plaståtervinningen ser bättre ut i Stockholm, relativt sett. Det ökade plastinnehållet i avfallet i Stockholm, och det lägre innehållet att lättnedbrytbart organiskt material gör också att deponin ser relativt sett bättre ut i Stockholm än i Uppsala. Mera plast i avfallet ger mera växthusemissioner från förbränningen och mindre lättnedbrytbart organiskt material ger mindre växthusemissioner från deponin i Stockholm jämfört med Uppsala.

För försurningspotentialen är det främst deponering som utfaller olika i de olika kommunerna. I Uppsala innehåller avfallet mer lättnedbrytbart organiskt avfall vilket genererar mer deponigas. Vid förbränning av deponigasen bildas därför mera NO_x än i Stockholm, relativt sett. I Älvdalen utvinns ingen deponigas vilket ger lägre försurande emissioner. För eutrofieringspotentialen däremot ger deponin i Älvdalen betydligt högre emissioner relativt sett, på grund av avsaknaden av lakvattenrening.

När det gäller fotooxidantbildningen är det samma parametrar som tidigare som orsakar skillnader. Det högre plastinnehållet i Stockholms avfall ger en relativt sett större förbättring när plast återvinns. Mer lättnedbrytbart organiskt avfall i Uppsala och Älvdalen ger högre metanemissioner från deponierna där. När det gäller NO_x -emissionerna är förhållandena desamma som för försurningspotentialen.

I Uppsala får känslighetsanalyserna överlag större inverkan på resultatet. Det beror på att det fossila ersättningsbränslet i Uppsala har antagits vara kol, medan det i Älvdalen och Stockholm har antagits vara olja. I Uppsala byter fallen plats i betydligt större utsträckning än i de andra kommunerna beroende på byte av ersättningsbränsle från biobränsle till fossilt bränsle.

3.5 Konsekvensanalys av utökad avfallsförbränning

Inledning

Såsom nämnts i inledningen förväntas avfallsförbränningen öka under de närmaste åren. Den utökade avfallsförbränningen ger upphov till olika frågeställningar som behöver identifieras och belysas. Några frågor som berörts är

- Vilka mängder avfall finns tillgängliga för ökad förbränning?
- Ska avfallsförbränningskapaciteten byggas ut genom att man börjar utnyttja befintliga fastbränslepannor och där samförbränner sorterat brännbart avfall och biobränslen, eller att man bygger nya avfallsförbränningsanläggningar?

I avsikt att diskutera dessa frågor har vi gjort en översiktlig konsekvensanalys. I konsekvensanalysen har ORWARE utnyttjats där så varit möjligt. Studien finns även redovisad som en särskild rapport som genomförts som examensarbete⁴³.

Inventering

En inventering av brännbara avfallsströmmar i Sverige har utförts, med huvudsyftet att identifiera potentiellt brännbara avfall som deponeras idag. Kapaciteten i svenska förbränningsanläggningar har också studerats, både avfallsförbränningsanläggningar och fastbränslepannor. Vid inventeringen av avfall har i huvudsak statistik från Naturvårdsverket, SCB och specifika branschundersökningar utnyttjats. För inventeringen av förbränningskapacitet är det främst två källor som använts, "Kartläggning av fastbränslepannor" av ÅF Energikonsult och NO_x-avgiftsregistret. Mängden potentiellt brännbart avfall som deponeras idag uppgår till ungefär 2,7 miljoner ton/år. I denna siffra ingår industriellt avfall, avfall från bygg- och rivningssektorn samt hushållsavfall. Energiinnehållet i de 2,7 miljoner ton som deponeras uppskattas vara ca 6 TWh⁴⁴. Utöver denna mängd finns andra avfall som i princip går att förbränna men som har lågt energiinnehåll, t.ex. organiska eller biologiska slam.

Inventeringen av förbränningskapacitet visade på ett ledigt utrymme av ca 1 TWh/år i befintliga avfallsförbränningsanläggningar. Om man antar att fastbränsleanläggningar kan eldas med en blandning av 10-20 % avfallsbränsle och resten fastbränsle (t.ex. flis, torv), så finns det en teoretisk tillgänglig kapacitet av 3,5-7 TWh i dessa anläggningar. Befintlig statistik visar inte vilken teknisk kvalitet dessa anläggningar har. Troligen är det bara en mindre del som har tillräckligt bra rökgasrening för att klara av de emissionskrav som är föreslagna i det planerade EU-direktivet om förbränning av avfall.

Litteraturstudie

En litteraturstudie har gjorts för att utreda möjligheter och problem vid samförbränning. Det kan förekomma en del tekniska problem med malning och inmatning av avfallsbränsle, som kan leda till ojämna förbränningsförhållanden. I många fall beror problemen på att förbehandlings- och inmatningsutrustning är avpassade efter ett annat bränsle än avfallsbränslet. Det går troligen att lösa dessa tekniska problem, men sannolikt kommer en del nyinvesteringar att krävas. Man har ofta fått låga emissioner av miljöstörande ämnen vid förbränningstester.

⁴³ Jessica Granath. "Increased Waste Combustion in Sweden – potential and environmental effects", examensarbete på IVL och Chalmers Tekniska Högskola, avdelningen för Kemisk Miljövetenskap (1998)

⁴⁴ Energiinnehållet har då antagits vara i genomsnitt 12 MJ/kg.

Ur ett miljöperspektiv tycks en samförbränning av relativt rena avfallsfraktioner med andra bränslen i mindre fastbränslepannor vara möjlig, detta dock under förutsättning att avfallet har mycket låga halter av tungmetaller och andra miljöstörande ämnen.

Miljökonsekvensbedömning med hjälp av ORWARE

Med hjälp av ORWARE har en jämförelse gjorts mellan avfallsförbränningsanläggningar och olika biobräsleanläggningar. Tre avfall har studerats: en källsorterad bränslefraktion som utsorterats från hushållsavfall, en avfallsfraktion bestående av sorterat bygg- och rivningsavfall samt osorterat hushållsavfall. Vidare studerades transporternas inverkan. Följande resultat erhöles:

- Innehållet av tungmetaller påverkar anläggningarnas miljömässiga prestanda. Osorterat hushållsavfall innehåller mycket tungmetaller, rivningsfraktionen mindre och den källsorterade bränslefraktionen allra minst. Avfallsförbränningsanläggningar har effektivare tungmetallavskiljning än andra anläggningar.
- Även innehållet av svavel och klor påverkar emissionerna. För avfall som innehåller klor och svavel ger fastbränsleanläggningar utan rökgaskondensering emissioner av försurande ämnen som SO₂ och HCl. Vid förbränning av avfall med låga svavel och klorhalter kommer inte detta att vara ett problem. Vid enkel rökgaskondensering är det svårt att avskilja både HCl och SO₂ effektivt. Den studerade avfallsförbränningsanläggningen har dock effektiv avskiljning av både HCl och SO₂.
- Transporterna är av liten betydelse. Med effektiva transporter kan avfallet transporteras långa sträckor utan att det påverkar energiutvinningen.
- Avfallsförbränningsanläggningar ger lägsta totala miljöbelastningen. För osorterat hushållsavfall är avfallsförbränningsanläggningar betydligt effektivare än de andra anläggningarna. För de renare avfallen är avfallsförbränningsanläggningar något bättre, men skillnaden är liten.

En jämförelse gjordes också mellan förbränning av osorterat hushållsavfall (dagens situation) med förbränning av renare avfall i de mindre avancerade anläggningarna (en eventuell framtida situation). Miljöbelastningen från renare avfall i fastbränsleanläggningar hamnar då på ungefär samma nivå som den från osorterat avfall i avfallsförbränningsanläggningar. Det torde alltså vara miljömässigt intressant att förbränna utsorterade rena avfallsfraktioner i mindre avancerade anläggningar än avfallsförbränningsanläggningar.

Den övergripande slutsatsen är att om det är möjligt att få fram rena sorterade avfallsbränslen, som är kvalitetssäkrade, så bör existerande biobräsleanläggningar kunna ge ungefär samma miljöpåverkan (per producerad energienergi) som avfallsförbränningsanläggningar ger idag med osorterat bränsle.

Övrigt

Ytterligare en aspekt på utbyggnad av förbränningskapaciteten har indirekt studerats i projektet. Vi har i studien diskuterat utökad avfallsförbränning i både Stockholm och Uppsala. Dessa två kommuner har tillsammans närmare en tredjedel av Sveriges avfallsförbränningskapacitet. I båda dessa kommuner diskuterar man att bygga ut de befintliga

anläggningarna och inte utnyttja andra befintliga fastbränslepannor. Det visar att för energibolagen är konventionell avfallsförbränning ekonomiskt intressant att använda för produktion av fjärrvärme.

3.6 Systemanalys av biocell för avfallsbehandling

Rötning i reaktor är en ganska investeringskrävande metod att behandla lättnedbrytbart organiskt avfall. En alternativ metod som föreslagits är utnyttjande av biocell. En biocell är en form av tillfällig deponering där man försöker få så gynnsamma nedbrytningsförhållanden som möjligt för att öka gasutbytet och minska miljöpåverkan jämfört med konventionell deponering. En konventionell deponi kan vara metanbildande i 50 – 100 år. I en biocell är den metanbildande fasen ca 10 – 15 år. I en röttningsreaktor sker rötningen under 20 – 30 dagar. I en väldriven konventionell deponi förmår man utvinna ca 50 % av den metangas som bildas. I en biocell uppskattas man klara av att ta tillvara 70 – 80 %. I en röttningsreaktor är energiutbytet ännu högre. Den konventionella deponin ger ganska stora emissioner av metan till omgivningen. Biocellen ger betydligt mindre, genom effektivare gasuppsamling och särskild utformning på täcksiktet så att metan oxideras i jordsiktet. Vid rötning erhålls mycket små emissioner av metan.

Biocellen kan ses som ett mellanting mellan konventionell deponering och rötning. Vi gjorde därför en studie för att jämföra deponering, biocell och rötning med avseende på energiutbyte, miljöpåverkan och kostnader. Studien finns redovisad som ett examensarbete⁴⁵. Studien gjordes genom att modellera rötning, biocell och deponering och jämföra dessa. De befintliga röttnings- och deponeringsmodellerna i ORWARE användes och en särskild delmodell för biocell utvecklades.

Studien visade att biocell kan utgöra ett alternativ till rötning under förutsättning att den antagna gasmängden kan utvinnas. Biocellbehandling kan genomföras till väsentligt lägre kostnad än rötning, men ger större miljöpåverkan vad gäller emissioner av växthusgaser (metan) och av övergödande ämnen. Biocell ger samtidigt ett lägre energiutbyte, och energiutbytet är utbrett under en längre tidsperiod 10 år jämfört med rötning där tiden är ca 20-30 dagar.

⁴⁵ Fliedner, A. (1999) Organic Waste treatment in Biocells, Stockholm, Sweden: Royal Institute of Technology.

3.7 Utvärdering av vätgas från avfall

Tidigare studier med ORWARE har tydligt visat betydelsen av i vilken form energi i avfall tas till vara. Om energin utvinns i form av exempelvis fordonsbränsle, el eller värme, får detta effekter i form av slupna emissioner från alternativ produktion av dessa energibärare. Avgörande för resultaten är ofta hur denna alternativa produktion är utformad. Utvecklingen av fordon som drivs av bränsleceller ger nya möjligheter att utnyttja energi i avfall. Idag finns ingen produktion i kommersiell skala av bränslecellsfordon, men forskning och utveckling bedrivs både av universitet och flera av de stora biltillverkarna. Ett antal prototyper finns i drift.

I bränsleceller utvinns energi genom att vätgas elektrokemiskt reagerar med syre. Den enda restprodukten är vatten. Fördelarna är det rena bränslet och den höga verkningsgraden (30-50 %). Bränslecellsfordon kan drivas med exempelvis bensin, metanol eller ren vätgas. Bränslet måste emellertid omvandlas till vätgas före introduktion i själva bränslecellen. Det finns forskning som visar att förlusterna vid vätgasproduktion i själva fordonet (från t.ex. bensin eller metanol) blir så pass stora att de eliminerar energivinsten genom den högre verkningsgraden i bränslecellen. Ren vätgas bör därför vara det långsiktigt mest attraktiva bränslet.

Vätgas kan framställas ur avfall genom omvandling av biogas från rötning eller syntesgas från termisk förgasning. Genom att ersätta bensin eller diesel med ett rent bränsle med hög verkningsgrad, skulle de slupna emissionerna från fordon kunna ge stora positiva systemeffekter. Energiomsättning och miljöeffekter (växthuseffekt, övergödning, försurning, VOC och NO_x) av en sådan möjlig utveckling har analyserats. Studien finns redovisad i ett examensarbete⁴⁶.

I studien utnyttjades den modell som byggts upp för simulering av scenarier i Stockholm. Endast det biologiskt behandlingsbara avfallet inkluderades för att tydligare visa skillnader mellan rötning och termisk förgasning. En ny delmodell för ångreformerings av rötgas till vätgas utvecklades. Dessutom utnyttjades delmodeller för termisk förgasning och bränslecellsfordon från ett pågående, ännu inte avrapporterat projekt. Fyra alternativa scenarier för energiutvinning ur avfallet undersöktes:

1. Förbränning av med produktion av fjärrvärme.
2. Rötning med användning av biogas som fordonsbränsle i personbilar och rötrest som gödsel.
3. Rötning med omvandling av biogas till vätgas som används i bränslecellsbilar, och användning av rötrest som gödsel.
4. Termisk förgasning med omvandling av syntesgas till vätgas, som används i bränslecellsbilar.

⁴⁶ Assefa, G. (2000) Environmental Systems Analysis of Waste Management - Prospects of Hydrogen Production from Waste for use in Fuel Cell Vehicles, examensarbete, KTH, TRITA-KET-IM 2000:3 Stockholm

De funktionella enheterna utgjordes av fjärrvärme, drivmedel till bilar, samt kväve- och fosforgödsel. Ersättningsbränsle för fjärrvärme var biomassa, alternativt drivmedel var bensin som användes i bensinmotorer. Systemets elbehov tillgodosågs med kolkondenskraft.

Osäkerheterna är många när man analyserar tekniker som ännu inte finns i storskalig drift. Det är osäkert exakt hur ångreforming, termisk förgasning och bränslecellsfordon skulle utformas för drift i stor skala och vilken prestanda de kan uppnå. Det finns dessutom tekniska hinder som vi fått anta kommer att kunna lösas, och vi har gjort antaganden om hur infrastrukturen kring dessa tekniker kan utformas.

Verkningsgraden för energiutvinning ur avfall i förbrännings- och de båda rötnings-scenarierna var likvärdig, medan termisk förgasning hade sämre prestanda. Till stor del beror detta på att förgasning visserligen utvinnet ett högvärdigt bränsle, men att värmeförlusterna blir stora. Möjligen kan förgasningen optimeras för bättre värmeåtervinning. Dessutom åtgår avsevärda mängder el i den anläggning för termisk förgasning som modellerats. Nettoutbytet av energi blev därför relativt lågt.

Emissioner av växthusgaser och VOC domineras i förbränningsscenariet av produktion och användning av bensin som fordonsbränsle, och scenarierna med både rötning och termisk förgasning framstår som bättre alternativ. Försurning, övergödning och NO_x belastas mindre i förbränningsscenariet. Den höga elförbrukningen i förgasningen dominerar miljöbelastningen i detta scenario för alla kategorier utom VOC.

3.8 Implementeringsanalys

3.8.1 Inledning

Följande diskuterande analys har gjorts för identifiera möjliga miljöpolitiska och energipolitiska, juridiska, organisatoriska, attitydmässiga och marknadsmässiga hinder som kan uppstå om avfallshanteringen utvecklas mot ökad materialåtervinning, ökad förbränning, ökad kompostering, ökad rötning och minskad deponering.

3.8.2 Miljöpolitiska och energipolitiska aspekter

De svenska miljömålen har formulerats i regeringens proposition 1997/98:145. Man talar där om femton översiktliga miljömål. De miljömål som framför allt berörs av avfallssystemet är främst:

- Frisk luft
- Grundvatten av god kvalitet
- Ingen övergödning
- Bara naturlig försurning
- Giftfri miljö
- Begränsad klimatpåverkan

De svenska energimålen har framför allt sammanfattats i propositionen 1996/97:84. De viktigaste målen där är:

- Minska användningen av el för uppvärmning.
- Utnyttja det befintliga elsystemet effektivare.
- Öka tillförseln av el och värme från förnybara källor.

De miljöförbättringar som erhålls när man går över från deponering till materialåtervinning, förbänning, rötning eller kompostering är i allmänhet entydiga och olika mål står inte i konflikt med avrandra. Däremot finns det flertydiga skillnader mellan de olika metoderna, så att om man exempelvis går från förbränning till rötning erhålls ett ökat totalt energibehov och en ökad total övergödning men ett lägre bidrag till växthuseffekten. Möjligen kan påpekas att ökad materialåtervinning ger en ökad elförbrukning, vilket möjligen kan stå i konflikt med det andra av de tre energimålen som nämnts ovan. Samtidigt ger dock materialåtervinning lägre total energiförbrukning som kan motivera den ökade elinsatsen. För rötning och kompostering bör också påpekas att de leder till ökad övergödning och till ökad spridning av gifter som sprids på åkermark, såsom avfallet ser ut idag.

3.8.3 Juridiska aspekter

Det är flera styrmedel som parallellt styr utvecklingen från deponering mot andra behandlingsmetoder:

- Deponiskatt, på allt avfall som deponeras. Denna gör att det blir ekonomiskt ofördelaktigt att lämna avfall till deponering.
- EU:s deponeringsdirektiv, som kommer att leda till ett nytt Allmänt Råd för deponering från Naturvårdsverket. Direktivet ställer krav på kontroll av det avfall som deponeras, samt krav på bättre teknisk utformning av deponierna, m.m. Genomförandet av direktivet kommer att leda till att kostnaderna för deponering ökar.
- Enligt Renhållningsförordningen i Miljöbalken är det från år 2005 förbjudet att deponera organiskt avfall (och från år 2002 att deponera utsorterat brännbart avfall).
- Enligt förordningen om producentansvar för förpackningar och förordningen om producentansvar på returpapper är "producenterna" ansvariga att bygga upp ett system så att en viss andel materialåtervinnns, och för kartongförpackningar och plast ytterligare en andel används för energiutvinning. Det står också angivet nivåer för materialåtervinning och energiutvinning.

Dessa styrmedel verkar parallellt, och det är egentligen inga direkta konflikter mellan de olika styrmedlen. Däremot kan diskuteras om det är enbart positiva effekter som uppkommer då så många styrmedel verkar parallellt. I de fall vi studerat har deponering varit negativt. Men för vissa andra avfallstyper kan deponering ändå vara en lämplig metod. För vissa avfall som innehåller tungmetaller eller organiska miljögifter kan deponering vara den bästa metoden för att hindra spridning av miljöfarliga ämnen. Materialåtervinning, förbränning, kompostering eller rötning kan leda till att dessa ämnen istället sprids i samhället. De många parallella styrmedlen kan då leda till en alltför extremistisk syn på deponering, i stället för en mer nyanserad syn.

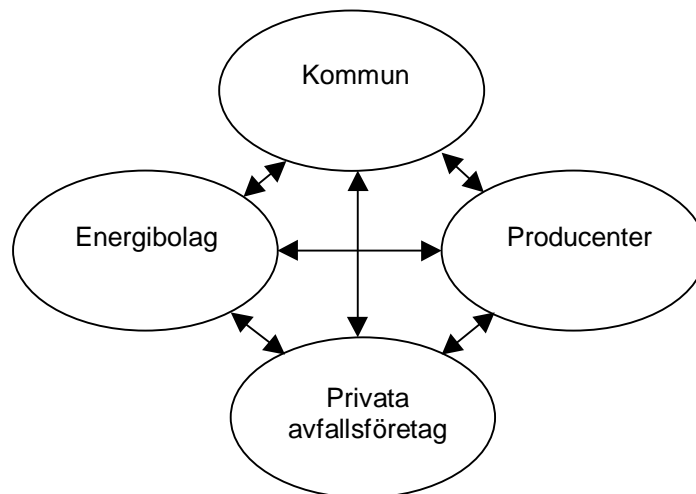
Ytterligare ett juridiskt styrmedel som är under utarbetande är EU:s kommande förbränningsdirektiv. Det är inte ännu beslutat, EU-parlamentet har det just nu (hösten 1999) för genomläsning. Enligt det förslag till direktiv som finns, ställs högre krav på avfallsförbränningsanläggningar och på det avfall som förbränns. De svenska avfallsförbränningsanläggningarna uppfyller i allmänhet de krav som diskuteras. Däremot har diskuterats att en möjlighet att utöka avfallsförbränningskapaciteten skulle vara att utnyttja enklare biobränningsanläggningar, och där ha sorterat avfallsbränsle som tillsatsbränsle. Förbränningsdirektivet kommer att göra sådant utnyttjande svårt, utom i de fall anläggningen har en avancerad rökgasrening.

3.8.4 Organisatoriska aspekter

I dagens avfallshantering är det flera olika aktörer som arbetar:

- Kommunen har ett övergripande planeringsavfall för allt avfall i kommunen.
- Kommunen är ansvarig för insamling och behandling av hushållsavfall och jämförbart avfall från industri och verksamheter.
- Producenterna är ansvariga för behandlingen av det förpackningsavfall och returpapper som lämnas till återvinning. Totalt är det sex olika materialbolag som vardera ansvarar för plastförpackningar, kartongförpackningar, wellpapp förpackningar, glasförpackningar, metallförpackningar och returpapper. Anläggningar för materialåtervinning drivs ofta på uppdrag av dessa materialbolag.

- Avfallsförbränningsanläggningar ägs och drivs av olika energibolag. Tidigare har dessa energibolag ofta varit kommunägda, men det är en tendens att dessa köps upp av privata energibolag. I t.ex. Stockholm har f.d. Stockholm Energi köpts upp av Birka Energi. I Uppsala lär diskussioner förekomma om en försäljning av det hittills kommunägda Uppsala Energi .
- En stor del av den praktiska avfallshanteringen genomförs av privata avfallsföretag, som arbetar som entreprenör åt kommunen eller materialbolagen. De privata avfallsföretagen har inget direkt formellt ansvar för hanteringen, däremot får de ett kontrakterat ansvar.



Utvecklingen under senare år har varit att fler aktörer blivit intressenter i avfallshanteringssystemet, genom producentansvaret har materialbolagen kommit in, och genom ”omstruktureringar” i energimarknaden har privata energibolag kommit in.

Med denna uppbyggnad av ansvaret finns det flera möjliga situationer där det kan uppstå potentiella motsättningar mellan aktörerna:

- De rötningsanläggningar för avfall som finns i landet ägs och drivs i de flesta fall av kommunen eller ett direktägt kommunalt avfallsbolag. Förbränningsanläggningarna drivs som redan nämnts av energibolag som i många fall numera är privata. Enligt vår studie kan man spåra en viss konkurrens mellan rötning och förbränning av lättnedbrytbart organiskt avfall. I de fall energibolaget är kommunägt kan den möjliga konflikten betraktas som intern och går att lösa internt eller politiskt. I de fall energibolaget är privat så är det kommunen som köper energibolagets tjänster. Den möjliga konflikten kan då lösas i samband med upphandlingen.
- Det finns en viss konkurrens mellan förbränning och materialåtervinning av plastförpackningar och kartongförpackningar. Plast och kartong är en intressant råvara både för energiutvinning och för materialåtervinning. Det råder då en potentiell intressekonflikt mellan materialbolag och energibolag. Denna risk ska inte övervärderas, materialbolagen strävar i praktiken bara att uppfylla de återvinningsmål som anges i förpackningsförordningen (30% för plast och 40% för kartong). För att uppfylla kvoten för energiutnyttjande (materialåtervinning plus energiutnyttjande ska vara 70%) kommer materialbolagen att utnyttja energibolagen, så att för denna del har man ett gemensamt intresse

- När det gäller förpackningar råder ett delat ansvar. Materialbolagen ansvarar för de förpackningar som läggs till återvinning i återvinningsstationer och motsvarande, och kommunen ansvarar för de förpackningar som läggs i det vanliga avfallet. Detta trots att förpackningsavgift i princip tagits ut på samtliga förpackningar (se nästa punkt). Detta leder till att det för kommuner som lämnar sitt avfall till behandlingsanläggningar i andra kommunen (eller överlag betalar en fast kostnad per ton för att få avfallet behandlat) kan det vara billigare att satsa på ökad insamling av förpackningsavfall där materialbolagen tar emot den insamlade mängden utan avgift, än att låta förpackningarna ingå i det avfall som skickas till en behandlingsanläggning där man måste betala efter vilken mängd man lämnar.
- Kostnaderna för avfallssystemet täcks genom att flera produkter och tjänster pris-sätts:
 - hushållen (i princip fastighetsägaren) betalar en renhållningsavgift till kommunen för insamling och behandling av hushållsavfallet.
 - på alla förpackningar läggs en förpackningsavgift som ingår i det pris som man sedan betalar för den förpackade varan. Förpackningsavgiften ska täcka insamling och behandling av de förpackningar som samlas in för återvinning.
 - de hushåll och industrier som är anslutna till fjärrvärmenätet betalar en fjärrvärmeavgift för den värme de förbrukar.

I slutändan är det befolkningen som får betala notan, men betalningen sker på flera sätt och till flera olika aktörer. Det är därför svårt för den enskilde att se hur mycket avfallet verkligen kostar.

De många aktörer som förekommer och det delade ansvar som råder gör att det finns risk att var och en optimerar sin egen verksamhet utan att ta hänsyn till vad som är bäst i ett större perspektiv.

3.8.5 Attitydmässiga aspekter

Befolkningens attityder är viktiga. I betalningskedjan är det konsumenterna som betalar, och det är därför viktigt att befolkningen kan godta avfallssystemet.

Tidigare i ett källsorteringsförsök med förpackningsavfall⁴⁷ gjordes en attitydundersökning av TEMO. Bland de frågor som ställdes var ”*Vilket tror du är miljövänligast: förbränning där man tillvaratar energin och framställer värme, eller materialåtervinning*”. 83% svarade att de trodde att källsortering/återvinning var miljövänligast och 5 % att förbränning var miljövänligast, resten hade ingen åsikt.

Förpackningsinsamlingen har låtit göra flera attitydundersökningar. Dessa visar att befolkningen är positiva till det system som finns för källsortering och återvinning av förpackningsavfall.

⁴⁷ J-O Sundqvist, Ta Till Vara, Rapport från pilotförsök med källsortering och återvinning av förpackningsavfall. REFORSK Rapport FoU 122

SKOP genomförde under våren 1999 åt SYSAV en undersökning där 650 personer intervjuades⁴⁸. Bland annat ställdes frågan *Tycker du att det är ett bra eller dåligt sätt att ta hand om dina hushållssopor att de förbränns och blir fjärrvärme?* 49 % svarade *mycket bra* och 40 % *bra*. Bara 1 % tyckte det var dåligt, medan övriga inte hade någon uppfattning. Det bör observeras att i frågeställningen ställs inte förbränning mot återvinning eller rötning.

Det verkar finnas en allmän opinion för källsortering och återvinning. Denna är dock inte odelad. I den allmänna debatten verkar det finnas en grupp som är negativa till källsortering och återvinning.

Attityderna mot förbränning är osäkrare. Sedan dioxindebatten i början av 1980-talet finns en misstro mot förbränningen. Misstron verkar minska, men den är fortfarande märkbar. Den allmänna opinionen gör att det kan vara lätt att motivera folk att källsortera för att röta, kompostera eller materialåtervinna. En stor del av befolkningen kan troligen ha svårt att acceptera att det kan vara miljövänligt, energivänligt och ekonomiskt gynnsamt att inte källsortera vissa fraktionen. Dessa problem bör kunna lösas genom bättre utbildning och information.

I samband med diskussion om attityder kan också tas upp det arbete som hushållen lägger ned på källsortering. Några aspekter kring dessa diskuteras längre fram i rapporten i avsnitt 4.1.7 Hushållens hantering av källsorterat avfall.

3.8.6 Marknadsmässiga aspekter

Från avfallssystemet kan vi framställa bl.a.:

- polyetenplast
- kartong
- biogas för drivmedelsanvändning
- gödselmedel (rötrest eller kompost)
- fjärrvärme
- elektricitet

Vi har i studien antagit att återvunnen polyeten har sådan kvalitet att den kan ersätta jungfrulig polyeten. Återvunnen plast som har sådan kvalitet har sannolikt en god marknad. Polyeten är ett vanligt förekommande material i många tillämpningar. Återvunnen polyeten av god kvalitet kan antas betinga ett något lägre pris än jungfrulig polyeten, vilket skulle kunna göra att det borde finnas avsättning för en sådan produkt. Problemet är snarare mer att det inte är all återvunnen plast som idag har sådan kvalitet. Av den plast som samlas in tillverkas många produkter där man ersätter trä eller liknande. Marknaden för sådana produkter är begränsad. Det gör att det kan uppstå problem att avsätta den återvunna plasten på ett vettigt sätt.

Återvunnen kartong används för att tillverka nya kartongförpackningar, wellpappförpackningar eller gipsskivekartong. Skogsindustrin är väl utbyggd i Sverige. Det framställs en stor mängd pappers- och kartongmassa. Återvunna fiber kan blandas in i denna massa. Sveriges produktion av pappersmassa (inklusive kartongmassa) är 8 – 9 miljoner ton per år. Den totala mängden kartongförpackningar som förbrukas är närmare 300.000 ton/år. Totalt är det ca 1,8 miljoner ton pappersprodukter (tidningar,

⁴⁸ Källsorterat 1999:1, nyhetsbrev från SYSAV.

kontorspapper, kartong, wellpapp, m.m.) som förbrukas per år i Sverige. Man kan diskutera hur mycket av återvunna pappersfiber som kan blandas in i pappersmassan, men det torde vara betydligt mer än vad som görs idag. För att kunna blanda in returmassa i den vanliga massan, måste returmassan ha tillräcklig renhet och småfiber och förstörda fiber måste sorteras bort. Det görs idag i de returkartongbruk som finns. Om återvinningen ska öka ytterligare måste kapaciteten hos returkartongbruken öka. Det bör således kunna finnas en marknad att ytterligare bygga ut kartongåtervinningen. En sådan utbyggnad är dock behäftad med ett behov av nya tekniska investeringar för returkartongbruken.

Biogas kan användas som drivmedel för bussar och personbilar eller för att producera el och värme. Det finns idag ett antal demonstrationsfordon som kör omkring på gas. För att möjliggöra en större användning för exempelvis personbilar fordras en infrastruktur, d.v.s. det måste finnas ett antal tankställen ute i samhället. För att möjliggöra en sådan infrastruktur fordras att biogasproduktion är tillräckligt stor, att det förekommer biogas på många orter, och att det finns ett distributionssystem. Om gasen används för att driva bussar räcker det med en lokal infrastruktur. Det räcker att det finns tankstationer vid berörda bussgarage. I både personbilsfallet och bussfallet fordras en viss minsta gasproduktion. För att nå upp till denna minsta kapacitet fordras en total utbyggnad av rötningsskapaciteten, antingen att väsentligt fler anläggningar byggs, eller att man i befintliga anläggningar utnyttjar även andra råvaror som gödsel, slakteriavfall, vissa jordbruksgrödor, m.m. De lokala förutsättningarna spelar roll. Stora kommuner som Stockholm och Uppsala har ett omfattande bussnät, vilket innebär att det finns en lokal marknad. Mindre kommuner har för små bussnät och man måste då hitta andra avsättning, antingen som en del i infrastrukturen för personbilbiogas, eller som bränsle för el- och värmeframställning. Som slutsats kan dras att det finns risk att biogasen inte har tillräcklig marknad som fordonsbränsle i ett fullskalesystem, såvida man inte satsar på att samtidigt bygga ut infrastrukturen.

Vid rötning och vid kompostering erhålls en restprodukt, kallad rötrest resp. kompost, som kan användas som jordförbättringsmedel. I våra studier har antagits att hela mängden rötrest eller kompost kan spridas på åkrarna. Detta kan vara en överskattning. I Sverige är det ungefär en tredjedel av rötslammet från reningsverken som återförs till jordbruksmark, trots att uppskattningsvis 90% av rötslammen har sådan kvalitet att de uppfyller de normer som finns vad gäller tungmetallhalter, m.m. Då rötning eller kompostering byggs ut kan finnas en risk för att motsvarande händer för rötresten/-komposten från avfallet. Av de avfall som vi rötar eller komposterar ingår en del som är relativt rent (slakteriavfall, restaurangavfall, näringslösningar, m.m.), samt en del som ibland kan vara väsentlig förorenad (utsorterat avfall från hushållen).

Fjärrvärme är den viktigaste produkten i det system som vi studerat. Totalt i Sverige är det ungefär 10 % av fjärrvärmeproduktionen som kommer från avfallsförbränning. De lokala förhållandena kan spela stor roll för avfallsvärmets avsättning. Många fjärrvärmeverk är idag baserade på vanliga bränslen som kol, olja eller biobränsle. Om avfallsförbränningen byggs ut kommer avfallet att minska behovet av dessa bränslen. Det

blir då en lokal fråga hur mycket utbyggd förbränning kostar och vad inbesparingar i andra bränslen är värda. I många kommuner finns inget fjärrvärmenät. I dessa kommer det att vara svårt att bygga avfallsförbränningsanläggningar. I andra kommuner har man en stor del av fjärrvärmen från t.ex. spillvärme från större industrier. T.ex. Borlänge och Landskrona är exempel på detta. I sådana kommuner kommer basbehovet under en stor del av sommarhalvåret att fyllas upp av spillvärmen, så att avsättning för avfallsvärme finns endast under vinterhalvåret. Det är då tveksamt om det lönar sig att bygga ny eller utbyggd avfallsförbränning i sådana kommuner. Som slutsats kan dras att utökad eller nyetablerad avfallsförbränning för fjärrvärmeproduktion kan ha en marknad i många kommuner där en stor del av fjärrvärmen tas från konventionella bränslen. Sedan finns det kommuner som där det sannolikt är betydligt svårare att få avsättning för avfallsvärmen eftersom man har tillgång till billig spillvärme eller ingen tillgång till fjärrvärmenät. För dessa kommuner kan det vara en lösning att ”exportera” brännbart avfall till andra kommuner.

El kan framställas ur biogas eller deponigas. I de scenarier som vi studerat har elproduktionen från avfallssystemet varit ganska liten. El är dock en produkt som det finns en god marknad för. En kärnkraftreaktor kommer att ställas av, vilket gör att det finns ett behov av andra elkällor. Vidare finns ett välutbyggt distributionsnät så att man inte är beroende av det lokala behovet. El kan framställas relativt billigt ur biogas eller deponigas. För dessa bör det alltså finnas en marknad. I princip kan också el framställas vid avfallsförbränning, men kostnaderna för elframställningen är för hög för att det ska vara lönsamt idag. Det krävs en kraftig ökning av elpriset för att el från avfallsförbränning ska bli ekonomiskt intressant.

3.8.7 Slutsatser - implementeringsanalys

Då avfallshanteringen utvecklas mot ökad materialåtervinning, ökad förbränning, ökad kompostering, ökad rötning och minskad deponering finns risker att olika hinder uppstår. De mest markanta potentiella hindren är:

- Det är flera olika lagar, skatter, direktiv, förordningar m.m. som verkar parallellt för att minska deponeringen. Det kan leda till att även den ”sunda” deponeringen missgynnas, så att farliga ämnen i onödan kommer in i kretsloppen.
- Det finns flera aktörer som är inblandade i avfallssystemet. Aktörerna har olika mål, och ibland även konkurrerande intressen. Det råder ett delat ansvar mellan kommuner och producenter. Båda dessa anlitar privata entreprenörer och privata energiföretag. Allt detta gör att konflikter mellan aktörerna kan uppstå.
- När det gäller attityder har opinionen tidigare varit för källsortering, återvinning och kompostering samt emot förbränning och deponering. Opinionsen torde kunna acceptera att deponering ska minskas och avfallet ska utnyttjas på olika sätt istället. Våra studier har visat att det är relativt små skillnader mellan förbränning, rötning, kompostering och materialåtervinning, och att i många fall kan förbränning vara fördelaktigt. Opinionsen kan ha svårt att acceptera att förbränning i många fall kan vara bättre än biologisk behandling eller jämförbar med materialåtervinning.
- När det gäller marknadsmässiga aspekter finns en rad olika faktorer som kan begränsa avsättningen av produkter från avfallet

- Marknaden för återvunnen plast är osäker, i synnerhet för sådana tillämpningar där den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast..
- Biogas för drivmedelsanvändning fordrar att en ny infrastruktur byggs upp och att biogasanvändningen också blir av tillräckligt stor betydelse. Detta fordrar dels att det byggs fler anläggningar, dels att man även beaktar andra rötningsråvaror såsom gödsel och grödor.
- Rötrest och kompost kan få avsättningsmöjligheter. Hittills har intresset från jordbruket varit ganska svalt när det gäller rötslam från reningsverk. Rötrest och kompost kan råka ut för motsvarande.
- De lokala förhållandena påverkar mycket vilken möjlighet som avfallsvärme har. En utökad förbränning kräver i många fall att regionala lösningar eftersträvas.
- Det kan i vissa kommuner vara svårt att genomföra strukturella förändringar som behövs. Det krävs en långsiktighet i planeringen som inte finns idag. I vissa fall kan det krävas storskaliga lösningar som är beroende av långsiktiga samarbeten över kommungränserna.

4. Diskussion

4.1 Antaganden som är viktiga för slutresultatet

I studien har vi gjort vissa antaganden som är viktiga för slutresultatet. Flera antaganden är osäkra. Vissa faktorer som kan vara viktiga har vi utelämnat p.g.a. brist på data-underlag. Exempel på några sådana antaganden och utelämnanden är följande.

4.1.1 Prestanda för tekniska processer

Hela studien baseras på antagandet att de tekniska processerna fungerar på avsett sätt. Erfarenheter har visat att detta inte alltid gäller. Särskilt vid introduktion av ny teknik kan driftstörningar uppkomma under en betydande tid.

4.1.2 Plaståtervinning

Vi har antagit att 1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast. Den plast som samlas in i dag och "återvinns" används till stor del som bullerplank, pallklotsar, blomkrukor, m.m, d.v.s. olika funktioner där jungfrulig plast inte ersätts. Av vårt resultat kan man inte dra några slutsatser om denna typ av återvinning. Vårt resultat har endast visat att plaståtervinning är gynnsamt då jungfrulig plast ersätts i samma mängd. Man kan också tolka vårt resultat som att samhället skulle vinna på att det utvecklades plastförpackningar och plaståtervinningsteknik, så att den återvunna plasten får sådan kvalitet att den verkligen ersätter jungfrulig plast.

4.1.3 Kartongåtervinning

Kartongåtervinning är genomgående miljö- och energisparande jämfört med förbränning. Skillnaderna i vår analys är dock ytterst små, och påverkas lätt av olika antaganden. De faktorer som i hög grad påverkar resultatet är (förutom prestanda på kartongprocesserna):

- Hur mycket återvunnet material som behövs för att ersätta 1 kg jungfruligt material.
- Verkningsgrader på avfallsförbränningsanläggning och på förbränningsanläggning där ersättningsenergin produceras.

Det betyder att resultatet kan kastas om vid till exempel en låg förbränningsverkningsgrad vid produktion av ersättningsenergi.

Vidare har ingen åtskillnad gjorts mellan olika kvalitet på biomassa. Biomassa till förbränning i fjärrvärmeverk brukar vara flis som fås från grot och hyggesrester. Det kan även vara fråga om sågverksspill. Om detta inte eldas för att ersätta värme i avfallssystemet skulle det eldas någon annanstans (om det råder brist på flis) annars skulle det ruttna i skogen. Biomassa till kartongbruk är antagligen prima vara i form av massaved. Om massaveden inte används till kartongproduktion i avfallssystemet skulle det användas till kartongproduktion i ett annat, odefinierat, system eller användas till pappersmassa. Med vetskap om att den svenska skogen växer så det knakar, tillväx-

ten påstås vara större än uttaget, kommer det leda till att det på marginalen betyder att träden står kvar i skogen som en sparad resurs. Åtminstone gäller resonemanget fram till den dag trädet avverkas eller skogen blivit gammelskog där träden ruttar så småningom.

Dessa kvalitetsaspekter har alltså inte beaktats. Om så skulle gjorts så måste antaganden göras om vad som händer med den massaved som härrör ifrån groten till fjärrvärmeverket och även vad som sker med hyggesresterna när massaved konsumeras i kartongbruket.

4.1.4 Rötrest

Vi har antagit att rötresten från rötning, och komposten från kompostering, kan spridas på jordbruksmark. Vi har också antagit att rötresten ersätter handelsgödsel (N- och P-gödsel). Det kan finnas två invändningar mot dessa antaganden:

- Tungmetaller kan begränsa användningen. De data vi har på avfallet antyder att tungmetallhalterna i rötrest/kompost ligger under de riktlinjer som finns. Däremot finns risk för olika felsorteringar som vi inte tagit hänsyn till i modellen och som gör att det finns risk att åtminstone enstaka partier kan ha för höga halter och inte får spridas.
- Vi har förutsatt att det finns intresse hos jordbrukarna för att ta emot rötrest/kompost. Vi har tagit hänsyn till att all åkermark inte är tillgänglig för spridning. I Uppsala är det 45 % av åkerarealen som kan ta emot rötrest. Om jordbrukarnas intresse för rötresten är sämre än vad som antagits kan det vara svårt att finna avsättning för rötrest.

4.1.5 Reaktorkompostering

När vi modellerat kompostering har vi antagit en öppen strängkompost. Vid denna erhålls olika emissioner till luft, bl.a. av ammoniak som bidrar till både övergödning och försurning. Det finns olika processer för slutna reaktorkompostering, där komposteringen genomförs i en särskild reaktor där man har möjlighet att samla upp avluften från komposten och rena den. Konsekvenserna av reaktorkompostering jämfört med strängkompostering är bl.a. att

- Energiförbrukningen ökar något.
- Emissionerna av försurande gaser och eutrofierande ämnen minskar.
- De företagsekonomiska kostnaderna ökar, förutsatt att man betraktar samma anläggningsstorlekar. Drift i större skala kan ge ekonomiska fördelar så att kostnaderna blir lägre.

4.1.6 Uppgifter om avfallens mängd och sammansättning

Överlag råder bristande kunskaper om mängd och sammansättning på olika avfall. Vi har på många ställen använt generella uppgifter om sammansättningen på olika avfall eller utgått från uppgifter publicerade i litteraturen för helt andra kommuner. En stor del

av det industriella avfallets mängd är t.ex. beräknad enligt en generell ”avfallsmanual” som Naturvårdsverket publicerat⁴⁹ beroende på bristande kunskaper i kommunen om det verkliga avfallets mängd och sammansättning. De verkliga avfallsmängderna för enskilda avfallslag kan i verkligheten avvika väsentligt från de mängder vi utgått ifrån. Vi bedömer dock att ändrade avfallsmängder inte påverkar de slutsatser som vi drar av resultatet, däremot kan den verkliga storleken på energiförbrukning, miljöpåverkan och kostnader skilja i proportion till avvikelserna. I allmänhet innebär det att alla scenarier påverkas lika, och skillnaderna mellan olika scenarier påverkas mindre. Om avfallsfraktionerna är mer förorenade än vad vi antagit kan det påverka användbarheten av t.ex. rötrest eller kompost. Vi har antagit det gynnsammaste fallet att rötresten alltid kan avsättas i jordbruket. Ett mer förorenat avfall kan därför leda till att rötrest inte kan användas på åkrarna vilket gör att alternativen med rötning och kompostering blir sämre.

4.1.7 Tungmetaller

I studien har medtagits emissioner av tungmetaller från avfallsförbränningen och från deponering av slagg och flygaska från avfallsförbränningen. De studerade avfallsförbränningsanläggningarna är väl dokumenterade vad gäller materialbalanser av tungmetaller. Motsvarande uppgift vid förbränning av kol och bibränslen finns inte lätt tillgängliga och har därför utelämnats i denna studie. Några uppskattningar har dock gjorts utanför själva ORWARE-studien.

- Data för utlakning av tungmetaller från avfallsförbränningsaskor, kolaskor och bibränsleaskor finns redovisade i en LCA-studie⁵⁰. Utifrån data redovisade där, kan man beräkna att utlakningen av tungmetaller från aska per producerad värmemängd är lägre från bibränsle och kol än från avfall. För bibränsleaska är utlakningen per producerad värmemängd ca 10 % av utlakningen från avfallsaska, för kolaska är utlakningen ca 20 % av utlakningen från avfallsaska (varierar för olika metaller).
- Tungmetallemissioner till luft från bibränsle och koleldning har försumrats i brist på användbara data. Tungmetallemissioner till luft antas ske genom stoftemissioner (gäller ej kvicksilver). Som en första preliminär approximation antas det utsläppta stoftet ha samma sammansättning som askan. Under denna förutsättning är emissionerna av tungmetaller till luft, per producerad värmemängd, betydligt lägre från kol och bibränsle än från avfall, ca 0,001-0,01 gånger så låga.
- Vid jämförelse mellan utsläpp till luft vid förbränningen och utsläpp från deponering av aska⁵¹ är för såväl bibränsle och kol som för avfall emissionerna till luft övervägande. Det är alltså viktigare att ta med luftemissionerna från förbränningen än emissionerna från deponeringen av askan.

⁴⁹ Berg, P.E.O., (1992), Manual för beräkning av avfallsmängder, Avfallsgruppen, Institutionen för VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola, Naturvårdsverket rapport 4081

⁵⁰ Sundqvist, J-O. Life Cycle Assessments and Solid waste – guidelines for waste treatment and disposal in LCA, AFR Rapport (i tryck)

⁵¹ Emissionerna från deponin är då beräknade som den mängd som lakas ut under de 200 första åren.

- Handelsgödsel brukar innehålla kadmium och andra tungmetaller. Vi har inte tagit hänsyn till detta då handelsgödsel sprids på åkern. Detta medför att vi övervärderar tungmetalltillskottet från rötrest eller kompost.
- Vid spridning på åkermark har vi inte tagit hänsyn till några långtidseffekter. Vid återkommande givor kan det ske en ackumulering av tungmetaller.
- Vi har inte kunnat ställa upp några materialbalanser för tungmetaller för återvinningsprocesserna. Vi har antagit att de tungmetaller som finns i inkommande råvaror överförs till det återvunna materialet. I verkligheten torde åtminstone en del av tungmetallerna emitteras till luft eller vatten från återvinningsprocesserna.

4.1.8 Miljöekonomisk viktning

En viktning/värdering av miljöeffekter i en LCA bygger på en impact pathway-bedömning:

- 1) från en platsspecifik emission bedöms de troligaste spridningsvägarna, för att få reda på var emissioner hamnar,
- 2) därifrån kan man göra en bedömning av den specifika effekt som emissionerna får på miljö, hälsa och samhälle i övrigt,
- 3) utifrån denna effekt kan en värdering/viktning av de olika effekterna göras.

Detta är det teoretiska tillvägagångssättet. I praktiken finns det problem behäftade med alla dessa steg. För det första är platsspecifika spridningsdata väldigt komplext och resurskrävande att ta reda på. Därför använder man ofta generella data från andra studier istället för platsspecifika data eller, som i denna studie, antas att alla emissioner når recipienten.

Vad gäller den andra punkten är det även här väldigt svårt att kartlägga exakt vad för effekt som en emission har i varje specifikt fall, till exempel vad gäller effekter på humanhälsa. Även här används ofta generella data från andra studier.

Själva viktningen kan göras på flera sätt. Vi har i denna studie valt att presentera en ekonomisk viktning av miljöeffekter. Det innebär att man med olika ekonomiska metoder försöker värdera vilken kostnad (eller intäkt) samhället upplever av en emission. Denna värdering kan ske genom ett flertal olika metoder, till exempel Contingent Valuation, Hedonic Pricing, Conjoint Analysis, Travel Cost⁵². Dessa metoder har alla fördelar och nackdelar, och för att göra saken än mer komplicerad mäter de till viss del olika värden. För att kunna användas i en LCA-studie krävs en värdering som uttrycker kostnaden per enhet av en viss emission, det vill säga en dos-respons-värdering, tex kr/kg. Det säger sig självt att det krävs en lång rad antaganden för att kunna komma fram till ett sådant värde. Det finns för närvarande inga heltäckande studier på detta område som kan användas i LCA-sammanhang, varför ett kvalitativt urval av olika studier brukar användas. Detta leder till att olika emissioner kan ha värderats på olika sätt, vil-

⁵² för en närmare beskrivning av ekonomiska värderingsmetoder och miljöekonomi i allmänhet, se boken Miljöekonomi, Brännlund, R., Krström, B., 1998, Studentlitteratur, Lund.

ket givetvis kan påverka sammanvägningen. Det bör påpekas att olika studier också kommer fram till olika värderingar, beroende på antaganden, använd värderingsmetod, osv. Dessa värderingar kan skilja sig väldigt mycket åt, där i extremfall en studie kan komma fram till ett värde som är flera tusen gånger större än en annan studies värdering. Vilken värdering man väljer för sin viktning/värdering av emissioner får således stor effekt på resultatet.

En slutsats som kan dras av ovanstående är att en viktning/värdering av olika emissioner är behäftad med väldigt stora osäkerheter i flera led, och att det miljöekonomiska resultatet (som ingår i det samhällsekonomiska resultatet) bör tolkas med försiktighet.

4.1.9 Toxicitet

Vid miljöpåverkansbedömningen har vi inte tagit med toxicitet (humantoxicitet och ekotoxicitet) som resultatparametrar, beroende på att det inte finns några tillförlitliga metoder att väga ihop olika toxiska emissioner, se avsnitt 2.5 i det föregående. Däremot har vi beräknat de flesta flöden av de toxiska emissioner från avfallsbehandling, t.ex. av tungmetaller, dioxiner, PAH, PCB, m.m.. Dessa finns redovisade i LCI-redovisningen, se bilaga 2 och 3 i resp. kommunstudie (se fotnot 13 – 15)

Det bör i detta sammanhang påpekas att toxiska emissioner är förhållandevis väl utredda från avfallsförbränning och i viss mån från avfallsdeponering. Däremot finns det betydligt sämre data från t.ex. förbränning av biobränsle och kol.

4.1.10 Hushållens hantering av källsorterat avfall

Vi har i vår studie inte tagit med hushållens hantering av avfallet. I samhällsvetenskapliga systemanalyser av avfallshantering har ibland hushållens arbete diskuterats. Ökad källsortering kräver mer tid för folk för att hantera sitt avfall – det går åt tid för att sortera avfallet och för att forsla det sorterade avfallet till återvinningsgårdar eller återvinningsstationer. Samtidigt kan förmodas att en del av hushållen använder bilen för att transportera det källsorterade avfallet (där enda skälet till resan är att transportera avfallet). Den energiförbrukning och miljöpåverkan som dessa transporter leder till måste vägas in i systemanalyserna. Vidare fordras utrymme för källsorteringen, i synnerhet för att kunna samla upp flera fraktioner samtidigt. Det saknas än så länge säkra uppskattningar hur stor tid hushållen lägger ned på källsorteringen och hur mycket mertransporter med bil som källsorteringen leder till.

Följande räkneexempel kan användas för att illustrera hur hushållens hantering kan påverka resultatet.

- Räkneexempel 1: Hushållens transporter: Antag att 20 % av hushållen använder bilen för transporter av källsorterat avfall en gång i veckan (50 gånger per år), och då kör en sträcka av 500 meter (=0,05 mil) extra för att bli av med det sorterade avfallet. Bilen antas förbruka 0,8 liter/mil bensin. I Uppsala finns 84 500 hushåll, d.v.s 16 900 hushåll antas använda bilen på detta sätt. Den totala körsträckan för hela Uppsala blir då $16\,900 \cdot 0,05 \cdot 50 = 42\,250$ mil per år. Bensin har ett energiinnehåll på ungefär 33,5 MJ/liter. Källsorteringen åstadkommer då en bensinförbrukning på 33 800 liter per år, vilket motsvarar ca 1 100 000 MJ/år eller 1,1 TJ per år. Omräknat till primära energibärare blir det något högre. Den energibesparing som erhålls genom återvinning av plast eller kartong är betydligt större, 33 respektive 37 TJ/år. Om det gjorda antagandet om hushållens transporter stämmer, så är hushållens transporter av sådan omfattning att det inte nämnvärt påverkar resultatet och de slutsatser vi dragit tidigare.
- Räkneexempel 2: Utrymme för källsortering: För att samla upp flera fraktioner går det åt mer bostadsutrymme. Alla hushåll har en boendekostnad. För många typer av boende är denna av storleksordningen 1000 kr per m² och år, t.ex. en trerumslägenhet om 70 m² som kostar 5830 kr/månad. För källsorteringen antas det gå åt ett extra utrymme på 0,1 m² per källsorterad fraktion i bostaden. Kostnaden för detta utrymme är då 100 kr per år per hushåll och per källsorterad fraktion. I Uppsala med 84 500 hushåll motsvarar det ca 8,5 Mkr/år för varje källsorterad fraktion. Detta är stort jämfört med det samhällsekonomiska resultatet som redovisats för Uppsala. Förbränningsalternativet ger en total samhällsekonomisk kostnad på ca 79,5 Mkr/år för Uppsala. Plaståtervinning och kartongåtervinning ger en samhällsekonomisk kostnad som är 0,5 – 1 Mkr/år högre än förbränning, med de förutsättningar som vi räknat. Tar man hänsyn till det bostadsutrymme som krävs för källsortering ökar kostnaden för plaståtervinning och kartongåtervinning med vardera ca 8 Mkr.
- Räkneexempel 3: Tid för källsortering – minimi-alternativ: Den tid som går åt för källsortering kan diskuteras. En snål uppskattning av tiden kan ge följande resultat. Själva sorteringsarbetet ger försumbart merarbete (att lägga ned avfallet i flera kassar i stället för endast en kasse). Det går åt lika mycket tid för att slänga en kartongbit i en särskild kasse för kartongförpackningar som att slänga den i soppåsen med blandat avfall som går till förbränning. Det är samma totala avfallsvolym som hanteras så det går inte åt mer kassar. Däremot tar det tid att forsla det sorterade avfallet till återvinningsstationen eller annat uppsamlingsutrymme. Vi delar här upp resonemanget i lättnedbrytbart organiskt avfall som samlas upp vid fastigheten, samt plastförpackningar och kartongförpackningar som samlas upp vid särskilda återvinningsstationer som kan ligga några hundra meter från hemmet:
 - Det organiska, lättnedbrytbara avfallet samlas upp vid fastigheten bredvid det vanliga, "blandade" avfallet som går till förbränning. Det organiska lättnedbrytbara avfallet bör läggas i avfallskärlet ofta för att undvika luktproblem inne, detta oavsett om man källsorterar eller inte. Om man källsorterar lättnedbrytbart organiskt avfall får man gå ut med detta ofta, kanske fem gånger per vecka, medan övriga restavfallet (som går till förbränning) kan läggas mer sällan. Om man inte har källsortering så läggs det organiska avfallet i de övriga blandade avfallet. Man får gå ut med detta blandade avfall ofta, också kanske fem gånger i veckan. Den tid som går åt för det organiska, lättnedbrytbara avfallet är då för varje tillfälle ganska liten, och kan försummas. Detta gäller inte om det organiska, nedbrytbara avfallet samlas upp längre bort än vad det blandade avfallet skulle ha samlats upp om man inte haft källsortering.
 - Tidåtgången för att forsla plastförpackningar och kartongförpackningar omfattar dels tiden för att ta sig till återvinningsstationen, dels själva tömningen. Antag att för varje hushåll tar den direkta tömningen av varje fraktion 1 minut per vecka, samt att det tar 4 minuter att ta sig till och från återvinningsstationen. Dessa 4 minuter ska då delas på fyra eller fem fraktioner (i de scenarier som vi undersöks källsorteras alltid tidningar, glas och metall, medan vi varierar plast- och kartonginsamling). Vi antar därför att den totala tidsåtgången är 2 minuter per fraktion per vecka per hushåll. Med dessa förutsättningar kommer plaståtervinning eller kartongåtervinning att vardera kräva en tidsinsats på ca 140 000 timmar från hushållen i hela Uppsala. Med en värdering av tiden till 60 kr per timme⁵³ motsvarar det en total kostnad på ca 8,5 Mkr per år. Det innebär en markant ökning av de samhällsekonomiska kostnaderna för plaståtervinning och kartongåtervinning, se räkneexempel 2 ovan.

⁵³ Marian Radetzky, Återvinning utan vinning, Finansdepartement Ds 1999: 66

- *Räkneexempel 4: Tid för källsortering – maximi-alternativ: I en nyligen framlagt utredning⁵⁴ har hushållens tid uppskattas till en halv timme per vecka. Om vi antar att tiden delas lika mellan fem fraktioner blir tidåtgången för hela Uppsala ca 420 000 timmar per år per fraktion. Med en värdering av tiden till 60 kr/timme motsvarar det en kostnad på ca 25 Mkr/år per källsorterad fraktion.*

Vi vill inte av ovanstående räkneexempel dra alltför långtgående slutsatser. Exemplet grundar sig på data som kan diskuteras. Vi bedömer att med stor sannolikhet spelar hushållens transporter liten roll för total energiförbrukning och miljöpåverkan. Om man däremot värderar den tid som hushållen lägger ned på källsortering så kan denna påverka den samhällsekonomiska kalkylen märkbart, även då erforderlig tid för källsortering uppskattas vara mycket låg (i den samhällsekonomiska kalkylen har då hänsyn tagits till de miljövinster som erhålls genom rötning eller återvinning). Sättet att värdera hushållens tid är kontroversiellt.

4.2. Kommentarer kring några vanliga frågeställningar

- **Är ett ökat energiutnyttjande från avfall positivt?** Resultaten visar tydligt att ett ökat energiutnyttjande från avfall är positivt med hänsyn till miljö och ekonomi. Ökat energiutnyttjande fås främst genom att minska deponering av avfall som kan materialåtervinnas, förbrännas, rötas eller komposteras. Ett ökat energiutnyttjande ger många fördelar. Däremot är det inte entydigt hur man bäst utnyttjar energin i avfallet: genom förbränning, rötning, kompostering eller materialåtervinning, se vidare nedan.
- **När är det motiverat att deponera obehandlat avfall?** Den tydligaste slutsatsen är att deponering av avfall som kan förbrännas, rötas, komposteras eller materialåtervinnas ska undvikas. Då deponering jämförs med materialåtervinning (plast, kartong), rötning, kompostering och förbränning ger deponering den högsta samhällsekonomiska kostnaden. Deponering ger dåligt utnyttjande av den energi som finns i avfallet, även när man tar vara på den gas som bildas i deponin. Deponering ger många negativa miljöeffekter – den tydligaste är läckande metangas som ger bidrag till växthuseffekten. Det bör dock påpekas att det finns andra avfall förutom de som vi studerat, för vilka deponering kan vara motiverat. För exempelvis både organiska och oorganiska avfall med höga halter av tungmetaller kan deponering ha vissa fördelar, eftersom man då undviker att sprida tungmetaller i samhället eller i miljön (deponering ger i allmänhet lägre emissioner av tungmetaller än andra metoder då man utnyttjar avfallet som råvara).
- **Kartong: materialåtervinning eller förbränning?** Skillnaderna mellan materialåtervinning och förbränning av kartongförpackningar är inte entydiga, och det är svårt att dra en generell slutsats vilket som är fördelaktigast. De samhällsekonomiska kostnaderna och företagsekonomiska kostnaderna är högre för återvinning än för förbränning, men återvinning ger något lägre utsläpp av fotoxider, övergödande ämnen och försurande ämnen, samt en något lägre total energiförbrukning.

⁵⁴ Samma referens som föregående

- **Plastförpackningar: materialåtervinning eller förbränning?** Skillnaderna mellan materialåtervinning och förbränning av plastförpackningar är små och det är svårt att dra en generell slutsats vilket som är fördelaktigast. Materialåtervinning ger en något högre samhällsekonomiska kostnad och företagsekonomisk kostnad än förbränning. Materialåtervinning ger besparingar i energiförbrukningen, både av total energiråvaror och av icke-förnybara energiråvaror. Materialåtervinning ger en något lägre miljöpåverkan i form av minskade utsläpp av växthusgaser, försurande ämnen, övergödande ämnen, och fotooxidantbildande ämnen.

Anmärkning: Det bör påpekas att dessa resultat grundar sig på antagandet att 1 kg återvunnen plast ersätter 1 kg jungfrulig plast. I den plaståtervinning som förekommer idag är det bara en liten del av den återvunna plasten som ersätter jungfrulig plast (tillverkad av olja eller naturgas) – i stället används den återvunna plasten till bullerplank, pallklotsar och liknande där den återvunna plasten i princip ersätter trä.

- **Lättnedbrytbart organiskt avfall: rötning, kompostering eller förbränning?** Skillnaderna mellan rötning, kompostering och förbränning är i de flesta fall små och inte entydiga åt något håll. Det är därför svårt att dra en generell slutsats om vilket som är bäst.
 - **Rötning eller kompostering?** Rötning har några fördelar framför kompostering. Kompostering och rötning ger ungefär samma samhällsekonomiska kostnad och företagsekonomiska kostnad. Rötning ger lägre energiförbrukning, både av totala energiråvaror och av icke-förnybara energiråvaror. Rötning ger mindre mindre emissioner av växthusgaser, försurande ämnen och övergödande ämnen, men mer emissioner av fotooxidantbildande ämnen.
 - **Rötning eller förbränning?** Skillnaderna mellan rötning och förbränning är i allmänhet små och inte entydiga – det är svårt att dra en generell slutsats vilket som är bäst. Rötning ger en högre samhällsekonomisk kostnad och en något högre företagsekonomisk kostnad än förbränning. Energiförbrukningen beror på hur gasen används: då biogas från rötning används som drivmedel för bussar eller personbilar blir den totala energiförbrukningen något högre för rötning än för förbränning; då gasen används för framställning av värme och el blir den totala energiförbrukning något lägre för rötning än för förbränning. Rötning ger lägre emissioner av växthusgaser än förbränning, men högre emissioner av försurande ämnen och övergödande ämnen; NO_x-emissionerna är beroende av hur gasen används se nästa punkt.
 - **Hur ska rötgasen användas?** Det är inte entydigt hur biogasen från rötning bäst utnyttjas med hänsyn till energiutnyttjande, miljöpåverkan och ekonomi. Användning för värme- och el-framställning ger lägre samhällsekonomiska kostnader än användning som drivmedel för bussar. Energiutnyttjandet påverkas av hur den normala elframställningen sker: då el antas produceras som ”marginalel” från kolkondens blir energiförbrukningen lägre för värme-/elframställning än för användning som drivmedel, och då el antas vara framställd som svensk ”medel-el” blir skillnaderna försumbara. Användning som drivmedel i bussar ger ungefär samma emissioner av växthusgaser, men mindre emissioner av försurande ämnen, övergödande ämnen, fotooxidantbildande ämnen och NO_x, jämfört med användning för värme- och elframställning.
- **Är det motiverat att bala och lagra brännbart avfall över sommaren?** Under den tid på sommaren då förbränningsanläggningen står avställd för planerat under-

Anmärkning: Det bör påpekas att samtliga slutsatser för lättnedbrytbart organiskt avfall grundar sig på antagandet att all rötrest eller kompost får avsättning i jordbruket och då ersätter handelsgödsel.

håll och för att värmebehovet är lågt, är det bättre att bala och lagra avfall än att deponera avfallet. Balning och lagring ger lägre samhällsekonomisk och företagsökonomisk kostnad, lägre total energiförbrukning och mindre miljöpåverkan än deponering.

- **Hur långt kan man transportera avfall?** Transporterna är av liten betydelse energimässigt och miljömässigt, jämfört med energiförbrukning och miljöpåverkan från övriga processer i systemet. Ekonomin påverkas mer än energi och miljö. I transportledet står insamlingen av avfall eller av källsorterade fraktioner för den största energiförbrukningen och största miljöpåverkan. När avfallet väl är insamlat så spelar de vidare transporterna mycket liten roll. Detta gäller avfall både i glesbygd och storstad.
- **Hur påverkar hushållens arbete och transporter?** Vi har i studien inte räknat in transporter av avfall som görs av hushållen, eller den tid och andra resurser som hushållen lägger ned på källsortering. Hushållens transporter bedöms preliminärt inte spela någon roll. Om man prissätter den tid som hushållen lägger ned på källsortering, inkl. tid för att forsla avfallet till återvinningsstationer, så kan detta vara av betydelse i den samhällsekonomiska kalkylen, även om tidsuppskattningen görs konservativt. Om man sätter ett pris på det bostadsutrymme som hushållen måste utnyttja kan detta påverka den samhällsekonomiska kalkylen. Om man på detta sätt sätter pris på tid och utrymme, så får källsorteringsalternativen (materialåtervinning, rötning och kompostering) en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning (där man inte källsorterar).

4.3 Jämförelser med andra LCA-studier och samhällsekonomiska studier

Avfallsområdet, speciellt materialåtervinning, har studerats i ett flertal tidigare analyser. Nedan följer en genomgång av några av de studier som har uppmärksammats under senare tid. Rent generellt kan sägas att de flesta studier kommer fram till ungefär samma resultat vad gäller miljö- och energiparametrar, däremot så skiftar slutsatserna på grund av olika sammanvägningar och olika samhällsekonomiska systemgränser och värderingar.

I en studie från Finansdepartementet⁵⁵ görs en kostnads-nyttokalkyl för olika avfallshanteringsstrategier. Studien visar att källsortering medför stora samhällsekonomiska merkostnader. Den helt dominerande kostnadsposten är hushållens tidsåtgång för källsortering och transporter, som uppgår till närmare 95 % av totalkostnaden. Utredaren själv påpekar att siffrorna i analysen är mycket osäkra. Vi tycker att det är bra att problemet med hushållens arbete vid olika avfallshanteringsstrategier belyses, men också att framställningen är lite onyanserad. Flera av utredarens antaganden är diskutabla - håller man inte med om dessa faller de slutsatser som dras av studien.

En utredning från Svensk Handel⁵⁶ fokuserar på konsumentaspekter av återvinning, och kommer fram till slutsatsen att det finns betydligt viktigare miljöarbete att hålla på med,

⁵⁵ Finansdepartementet: Återvinning utan vinning, DS:1999:66, Marian Radetzki

⁵⁶ Svensk Handel, Sila mygg och svälja kameler, Ingrid Flory, 1999

samt att det behövs en grundlig ekonomisk studie av återvinningens fördelar och nackdelar. Studien är inte alltid väl underbyggd, och drar ibland väldigt långtgående slutsatser av lösa resonemang.

I bilaga 4 till Långtidsutredningen 99⁵⁷ analyseras begreppet kretslopps betydelse för samhällsekonomisk effektivitet. Studien förkastar avfallshierarkin som princip för samhällsekonomiska beslutsunderlag, och anser dessutom att det finns ett dåligt underlag för samhällsekonomiska analyser av avfallshantering i Sverige.

En norsk samhällsekonomisk studie som fått mycket uppmärksamhet har gjorts av Bruvoll⁵⁸. Studien visar att "source reduction", det vill säga att undvika att avfallet över huvud taget uppkommer, är det bästa sättet att ta hand om avfall. Även här är hushållens arbete en viktig post i kalkylen. Dock är systemgränserna satta på ett kontroversiellt sätt så att det blir svårt att se om slutsatserna är riktiga eller ej om en mer vedertagen gränsdragning hade använts.

Naturvårdsverket har gjort en sammanställning över LCA-studier på avfallsområdet⁵⁹. Den visar på att deponering är klart sämre än annan avfallshantering, men att det inte är någon större skillnad mellan återvinning eller förbränning. Den visar även att transporter har ringa betydelse för vilken avfallshandlingsstrategi som bör väljas ur miljösynpunkt. Vid denna tidpunkt fanns ingen svensk samhällsekonomisk analys på avfall, vilket sågs som ett viktigt forskningsområde.

En LCA-studie kring plastavfall⁶⁰ visar att avfallshandlingsalternativen är materialåtervinning att föredra ur miljösynpunkt framför förbränning och deponering av plastförpackningar, så länge återvunnet material medför ett minskat behov av jungfrulig råvara.

För kartongförpackningar har en sammanställning av gjorda LCA-studier gjorts av Finnveden och Ekvall⁶¹. Man poängterar att återvinning av kartongförpackningar sparar energi.

Dessutom har ORWARE-modellen använts tidigare i en mängd fallstudier, exempelvis i Uppsala⁶² ⁶³ och Stockholm⁶⁴. I dessa gjordes analyser av hantering av biologiskt be-

⁵⁷ Finansdepartementet, Kretsloppsanpassning i ett samhällsekonomiskt perspektiv, bilaga 4 LU 99, Michael Borschers, 1999

⁵⁸ Bruvoll, A., The costs for alternative policies for paper and plastic waste, rapport 98/2, Statistisk sentralbyrå, Norge, 1998

⁵⁹ Naturvårdsverket, Producentansvar för förpackningar – för miljöns skull, NV 4938, Erik Westin, 1998

⁶⁰ Ölund, G. och Eriksson, E., Återvinna, förbränna eller deponera? Miljöanalys av producentansvaret för plastförpackningar, CIT Ekologik 1998

⁶¹ Finnveden, G. och Ekvall, T., Energi- eller materialåtervinning av pappersförpackningar, skrift från Svensk Kartongåtervinning AB

⁶² Sonesson, U., Dalemo, M., Mingarini, K., Jönsson, H. (1997) ORWARE - A Simulation Model for Organic Waste Handling Systems, Part 2: Case Study and Simulation Results. *Resources, Conservation and Recycling*, 21, 17-37

⁶³ Björklund, A, Dalemo, M., and Sonesson, U. (1999) Evaluating a Municipal Waste Management Plan Using ORWARE. *Journal of Cleaner Production*, 7(4), 271-280.

handlingsbart avfall och blandat avfall. Materialåtervinning studerades väldigt begränsat eftersom ORWAREs delmodeller för materialåtervinning utvecklades först i denna studie. Ett par generella iakttagelser från dessa studier är att den stora inverkan som energiutnyttjande från avfallet har, främst genom miljöpåverkan från den alternativa energiproduktionen, samt transporternas mycket begränsade inverkan på systemets miljöeffekter, något som även syns i denna studie. I den mån materialåtervinning analyserades framstod det som bättre än förbränning ur miljösynpunkt, under förutsättning att själva återvinningsprocessen inte hade större påverkan utvinning och produktion av jungfruliga råvaror. För kompostering och rötning överensstämmer slutsatserna här i stort sett med vad som konstaterats tidigare.

Sammanfattningsvis kan sägas att de flesta studier, i likhet med vår, visar att materialåtervinning sparar energi och ger lägre miljöpåverkan än alternativa behandlingsmetoder (förbränning och deponering). Det som möjligen kan framstå som lite annorlunda är den marginella skillnaden mellan förbränning och återvinning av kartong som den här studien visar på, vilket har diskuterats i kapitel 4.1.3

Jämfört med förbränning är dock miljövinsten relativt liten, och är beroende av vilka antaganden om omvärlden som görs (ersättningsbränsle och metod för elframställning). Samhällsekonomiskt så finns inga större motsägelser mellan den här studien och tidigare utförda, bortsett från värderingen av hushållens arbetsinsats med källsortering. Det är en omdiskuterad fråga hur hushållens arbete med källsortering ska kvantifieras och värderas.

⁶⁴ Björklund, A., Bjuggren, C., Dalemo, M., and Sonesson, U. (2000) Planning biodegradable waste handling in Stockholm. Accepted for publication in *Journal of Industrial Ecology*.

5. Slutsatser

Studien visar att minskad deponering till förmån för ett ökat utnyttjande av energi och material i avfall är positivt från såväl miljömässig och energimässig synpunkt som samhällsekonomisk synpunkt. Detta beror framför allt på att valet av behandlingsmetod har en påverkan utanför avfallssystemet på framställning av fjärrvärme, elektricitet, fordonsbränsle, plast, kartong och gödselmedel. Denna slutsats innebär att deponering av energiinnehållande avfall ska undvikas i största möjliga utsträckning, p.g.a. det låga energi- och materialutnyttjandet och den miljöpåverkan som erhålls vid deponering.

Förbränning bör utgöra en bas i avfallssystemet för vardera av de tre kommunerna, även om avfallet måste transporteras till en regional anläggning. Då avfallet väl är insamlat har även längre regionala transporter liten betydelse, under förutsättning att transporter- na genomförs på ett effektivt sätt.

Vid jämförelse mellan materialåtervinning och förbränning, samt mellan biologisk behandling och förbränning, har inga entydiga slutsatser kunnat dras vad gäller miljöpåverkan. Det finns fördelar och nackdelar med alla metoder.

- Materialåtervinning av plast är samhällsekonomiskt jämförbar med förbränning och ger mindre miljöpåverkan och lägre energiförbrukning – detta under förutsättning att den återvunna plasten ersätter jungfrulig plast.
- Materialåtervinning av kartong är samhällsekonomiskt och energimässigt jämförbar med förbränning, men har både miljömässiga fördelar och miljömässiga nackdelar.
- Rötning av lättnedbrytbart organiskt avfall ger en högre samhällsekonomisk kostnad än förbränning och har både fördelar och nackdelar vad gäller miljöpåverkan. Det energimässiga resultatet beror det på hur rötgasen används.
- Kompostering av lättnedbrytbart organiskt avfall är samhällsekonomiskt jämförbar med rötning, men ger högre energiförbrukning och större miljöpåverkan.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

IVL är ett oberoende och fristående forskningsinstitut som ägs av staten och näringslivet. Vi erbjuder en helhetssyn, objektivitet och tvärvetenskap för sammansatta miljöfrågor och är en trovärdig partner i miljöarbetet.

IVLs mål är att ta fram vetenskapligt baserade beslutsunderlag åt näringsliv och myndigheter i deras arbete för ett bärkraftigt samhälle.

IVLs affärsidé är att genom forskning och uppdrag snabbt förse samhället med ny kunskap i arbetet för en bättre miljö.

Forsknings- och utvecklingsprojekt publiceras i

IVL Rapport: IVLs publikationsserie (B-serie).

IVL Nyheter: Nyheter om pågående projekt på den nationella och internationella marknaden.

IVL Fakta: Referat av forskningsrapporter och projekt.

IVLs hemsida: www.ivl.se

Forskning och utveckling som publiceras utanför IVLs publikationsserie registreras i IVLs A-serie.

Resultat redovisas även vid seminarier, föreläsningar och konferenser.



IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Box 210 60, SE-100 31 Stockholm
Hälsingegatan 43, Stockholm
Tel: +46 8 598 563 00
Fax: +46 8 598 563 90

IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd

Box 470 86, SE-402 58 Göteborg
Dagjämningsgatan 1, Göteborg
Tel: +46 31 725 62 00
Fax: +46 31 725 62 90

Aneboda, SE-360 30 Lammhult
Aneboda, Lammhult
Tel: +46 472 26 20 75
Fax: +46 472 26 20 04